

Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1995

# Marine områder

Danske fjorde - status over  
miljøtilstand, årsagssammen-  
hænge og udvikling

Faglig rapport fra DMU, nr. 179

Hanne Kaas  
Flemming Møhlenberg  
Alf Josefson  
Bjarke Rasmussen  
*Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi*

Dorte Krause-Jensen  
Henning S. Jensen  
*Afdeling for Sø- og Fjordøkologi*

Lars M. Svendsen  
Jørgen Windolf  
*Afdeling for Vandløbsøkologi*

Anne Lise Middelboe  
Kaj Sand-Jensen  
*Ferskvandsbiologisk Laboratorium*

Morten Foldager Pedersen  
*Roskilde Universitetscenter*

Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
December 1996

# Datablad/Data sheet

**Titel/Title:** Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling  
*Marine Areas . Danish Inlets - State of the Environment, Trends and Causal Relations*

**Undertitel/Subtitle:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995  
*The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1995*

**Forfattere/Authors:**  
'Hanne Kaas, 'Flemming Møhlenberg, 'Alf Josefson, 'Bjarke Rasmussen  
^Dorte Krause-Jensen, ^Henning S. Jensen  
^Lars M. Svendsen, ^Jørgen Windolf  
^Anne Lise Middelboe, ^Kaj Sand-Jensen  
^Morten Foldager Pedersen

**Afdelingsnavne/Departments:**  
'Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi  
*Department of Marine Ecology and Microbiology*  
^Afdeling for Sø- og Fjordøkologi  
*Department of Lake and Estuarine Ecology*  
^Afdeling for Vandløbsøkologi  
*Department of Streams and Riparian Areas*  
^Ferskvandsbiologisk Laboratorium  
^Roskilde Universitetscenter

**Serietitel og nr./Serial title and no.:** Faglig rapport fra DMU, nr. 179

**Udgiver/Publisher:** Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser ©  
*Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute*

**Udgivelsesår/Year of publication:** December 1996

**Redaktion/Editor:** Hanne Kaas, Flemming Møhlenberg

**ETB/EDP:** Anne van Acker

**Bedes citeret/Please quote:** 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 miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 179.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.  
*Reproduction permitted only when quoting is evident.*

**Emneord/Keywords:** Vandmiljø, fjorde, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplanen  
*Marine ecology, inlets, environmental quality, monitoring, Monitoring Programme*

<b>ISBN:</b>	87-7722-300-7	<b>Miljøbutikken</b>
<b>ISSN:</b>	0905-815X	Information og Bøger
<b>Papirkvalitet/Paper quality:</b>	100 g High Tech	Læderstræde 1
<b>Tryk/Printed by:</b>	Grafisk Service, RISØ	DK-1201 København K
<b>Oplag/Impression:</b>	400	Tlf. 33 92 76 92 (Information)
<b>Sideantal/Number of pages:</b>	205	Tlf. 33 37 92 92 (Bøger)
<b>Pris/Price:</b>	150 DKK (incl. 25% moms, excl. forsendelse)	
<b>Købes hos/For sale at:</b>	Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 DK-4000 Roskilde Tlf. 46 30 12 00 Fax. 46 30 11 14	

# **Indhold**

**Forord** 5

**Resumé** 7

**1 Indledning** 11

**2 Fjordkarakteristik** 15

2.1 Karakteristik 15

**3 Vand- og næringsstoftilførsel** 25

3.1 Datagrundlag og metoder 25

3.2 Vand- og næringsstoftilførslen til fjordene 28

3.3 Kilder til stoftilførslen 32

**4 Næringskoncentrationer** 37

4.1 Hvor stor er næringsrigdommen i danske fjorde? 37

4.2 Sammenhæng mellem næringsrigdom og belastning 43

4.3 Udvikling i næringssaltkoncentrationer 45

4.4 Næringssaltbegrænsning 46

**5 Fytoplankton** 51

5.1 Fytoplankton i danske fjordområder 52

5.2 Reguleringsmekanismer for planktonalernes biomasse 55

5.3 Primærproduktion 62

5.4 Er der sket en udvikling i fytoplankton? 68

5.5 Mulig udvikling 69

5.6 Anvendelighed i overvågningen 70

**6 Bundvegetation** 73

6.1 Regulering af ålegræssets dybde- og arealudbredelse 73

6.2 Udvikling i ålegræssets areal- og dybdeudbredelse 79

6.3 Regulering af artsantallet af makroalger 85

6.4 Regulering af skift i dominans af makroalger 98

6.5 Status for makroalernes forekomst 104

6.6 Mulig udvikling som følge af en reduktion i belastning 106

6.7 Anvendelighed af den anvendte monitering til at beskrive udvikling og strukturskift i vegetation 109

**7 Iltforhold i fjorde** 111

**8 Bundfauna i danske fjorde** 127

8.1 Fjordbundsfaunaens sammensætning 127

8.2 Tilstand 128

8.3 Udvikling 141

**9 Tilbageholdelse af næringssalte i fjorde** 145

<b>10 Opsummering</b>	<b>153</b>
10.1 Fjordområderne	153
10.2 Miljøtilstanden i 1995	156
<b>11 Konklusion</b>	<b>157</b>
<b>Kystvande og åbne farvande</b> 159	
<b>12 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb og fra direkte udledninger</b>	<b>159</b>
12.1 Kvælstof-, fosfor- og BOD <sub>5</sub> -tilførslen til marine kystafsnit i 1995	160
12.2 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til 1. ordens marine kystafsnit	164
12.3 Sæsonvariationer i tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit	165
12.4 Kilderne til kvælstof og fosfortilførslen til 1. ordens marine kystafsnit	169
12.5 Konklusion	171
<b>13 Miljøtilstanden i 1995</b>	<b>173</b>
13.1 Observationer af særlige forhold	173
13.2 Sammendrag om miljøtilstanden	174
<b>14 Referencer</b>	<b>175</b>
<b>Bilag 1</b>	<b>179</b>
<b>Bilag 2</b>	<b>181</b>
<b>Bilag 2.1</b>	<b>182</b>
<b>Bilag 2.2</b>	<b>187</b>
<b>Bilag 3.1</b>	<b>193</b>
<b>Bilag 3.2</b>	<b>194</b>
<b>Bilag 3.3</b>	<b>195</b>
<b>Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995</b> 197	
<b>Danmarks Miljøundersøgelser</b> 204	
<b>Faglige rapporter fra DMU</b> 205	

## Forord

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

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af den ændrede belastning af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelseres 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 amtskommunerne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

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

Rapporten "Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelseres overvågning af de åbne havområder.

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

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelseres overvågningsindsats. Til denne rapport foreligger tillige en bilagsrapport samt en appendixrapport.

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



# Resumé

"Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhæng og udvikling" indgår i den årlige rapportering af resultater fra vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Temaet for VMP-rapporteringen i 1996 var miljøtilstand, årsagssammenhæng og udvikling i danske fjorde. DMU's rapport om marine områder fokuserer derfor primært på miljøforholdene i fjordene, men omfatter også en sammenfatning af bemærkelsesværdige forhold i 1995 i kystvande og åbne farvande. Til 1996-temaet er der i amtsregi udarbejdet 29 rapporter, som uddover en generel sammenfatning af resultaterne fra fjord- og kystovervågningen, giver en næjere analyse af tilstand, udvikling og årsagssammenhænge i udvalgte fjordområder. Rapporterne samt DMU's analyser af indberettede primærdata danner grundlag for denne rapport. Databehandlingen og rapporteringen er sket i samarbejde mellem DMU-afdelingerne Havmiljø og Mikrobiologi, Sø- og Fjordøkologi samt Vandløbsøkologi. Rapporteringen af data om bundvegetation er sket i samarbejde Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet.

Hovedmålet med denne rapport er at give en generel landsdækkende beskrivelse af årsagssammenhænge i danske fjorde baseret på tværgående statistiske analyser af det store datamateriale, der er indsamlet i forbindelse med amternes overvågning af fjordområderne. Specielt har vi lagt vægt på at vurdere betydningen af næringssaltbelastningen for derigennem at forbedre videngrundlaget for vurdering af Vandmiljøplanens effekter, og for planlægning af fremtidige tiltag. Gennem de udførte analyser er sammenhænge, der tidligere ud fra udenlandske undersøgelser er antaget at gælde for danske områder, blevet dokumenteret for danske marine områder. Rapporten går ikke i detaljer med forholdene i enkelte fjordområder.

De statistiske analyser er udført med data fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram, der er indsamlet i 53 fjordområder. Derudover har amterne indberettet topografiske data fra 69 vandområder. Data er samlet i DMU's marine database MADS.

Morfologisk spænder danske fjorde fra små lavvandede nor til store dybe bugter. Hovedparten af fjordområderne er lavvandede (< 3 m) med mere eller mindre snæver åbning mod det tilstødende vandområder. Dette betyder, at miljøtilstanden i mange fjorde primært er styret af de lokale forhold, herunder næringsstoftilførsler fra land, mens påvirkninger fra de tilstødende havområder er af mindre betydning. Der er dog store forskelle mellem fjordområderne ligesom der inden for den enkelte fjord vil være lokale variationer.

Fosfortilførslen til danske fjorde er reduceret markant som følge af forbedret spildevandsrensning. Reduktionen er størst i de fjordområder, hvor der tidligere var den største belastning. Faldet i fosfortilførslen er for de fleste områder sket i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. I gennemsnit var fosforbelastning i fjordene ca. 30% mindre

i 1995 end i 1989 trods en større vandafstrømning i 1995. Reduktionen i spildevandsbidraget til fosforbelastningen har medført, at det diffuse bidrag i halvdelen af fjordene i 1995 udgjorde mere end 59% af den samlede belastning.

Kvælstoftilførslen via vandløb og direkte udledninger følger generelt ferskvandstilførslen. Derfor er kvælstofbelastningen mindst i år med lav nedbør og afstrømning som 1989 og størst i år som 1994, hvor nedbør og afstrømning var stor. Som for fosfor er der sket en betydelig reduktion i spildevandstilførslen (ca. 50%), men da udledningerne kun udgør en lille andel af tilførslen har dette ikke påvirket den samlede kvælstoftilførsel. Sammenholdt med atmosfærebidraget er den landbaserede tilførsel den væsentligste kvælstofkilde til fjordene. Kun i få fjorde er atmosfærebidraget markant. Den landbaserede tilførsel er domineret af det diffuse bidrag fra det dyrkningspåvirkede opland.

De gennemførte reduktioner i belastningen har endnu ikke medført en generel forbedring af miljøtilstanden i fjordområderne. Danske fjorde er stadig karakteriseret ved høje koncentrationer af fytoplankton og/eller enårige makroalger, reducerede dybdegrænser for ålegræs og hyppige iltsvind. Reduktionen i udbredelsen af ålegræs startede allerede i starten af århundredet som følge af ålegræssygen i 1930'erne og siden er bestandene ikke blevet reetableret. I enkelte områder findes observationer af bundfaunaen fra starten af århundredet, og sammenligninger indikerer, at artssammensætningen er forandret.

De statistiske analyser viser, at tilførslen af kvælstof har en signifikant indflydelse på de biologiske forhold, og dermed at de danske fjordområder stadig generelt er kvælstofbegrænsede. Såvel mængden af fytoplankton, udbredelsen af ålegræs og makroalger, artsdiversiteten af makroalger, biomassen af bundfauna samt forekomsten af iltsvind påvirkes af kvælstofbelastningen, og reduktioner i belastningen vil således forbedre miljøtilstanden. Modelberegninger forudsiger, at i lavvandede fjordområder vil en reduktion i kvælstofbelastningen om sommeren på 50% give et fald i fytoplanktonbiomassen på 25%. Samtidig vil fjordene kunne tåle stille vejr og deraf følgende lagdeling af fjordvandet i længere perioder før der indtræder markante iltsvind. Faldet i fytoplanktonbiomasse giver bedre lysforhold for bundvegetationen, som dermed kan få en større vertikal og horisontal udbredelse.

Fjordenes tilstand er ikke alene bestemt af kvælstofbelastningen. I de lavvandede områder begrænses mængden af fytoplankton af de bundlevende græssere, som således modvirker effekten af næringsstofbelastningen. Høje fytoplanktonbiomasser ses derfor især i perioder med stille vejr, hvor fjordvandet lagdeles, således at græsserne ikke kan "nå" fytoplanktonet. Lagdelingen giver samtidig en øget risiko for iltsvind, med frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet. Et markant eksempel på disse mekanismer sås i sommeren 1994, som var karakteriseret ved meget høje biomasser og iltsvind i mange fjordområder. Samlet viser de statistiske analyser, at udover de ovennævnte faktorer har især opholdstiden i fjordene, dybden og dermed lysforholdene generelt betydning for den biologiske struktur. De store reduktioner i ålegræsbevoksningerne i de varme somre i 1992 og 1994 peger på, at vandtemperaturen kan have stor betydning for ålegræssets overlevelse.

Udviklingen i mange fjorde går mod højere kvælstof:fosfor-forhold i de tilgængelige næringsstoffer. Som følge af faldet i spildevandudledningerne er N/P-forholdet i næringsstoftilførslerne steget betydeligt, og koncentrationen af fosfor i fjordene faldet. I 62% ud af 46 fjordområder er der således sket et signifikant fald i vinterkoncentrationen af organisk og uorganisk fosfor, og i sommermånederne er der sket en markant reduktion i mængden af uorganisk fosfor. Efterhånden som de interne puljer af fosfor, der er ophobet i sedimentet under de forudgående års belastning, opbruges kan det forventes, at fosforkoncentrationerne i områder, der primært styres af den lokale belastning, vil begrænse primærproduktionen i længere perioder af året end på nuværende tidspunkt.

Fjorde betragtes ofte som filtre for næringsstoffer på vej fra land til åbent hav. En kvantificering af denne "filtereffekt" for 10 fjordområder, hvorfra der foreligger massebalancer viser, at dette generelt kun gælder for kvælstof. Kvælstoffet tilbageholdes i fjordene og gøres utilgængeligt ved en kombination af denitrifikation og begravelse i fjordbunden. Fosfor eksporterter derimod til det åbne hav i 7 ud af 9 fjordområder. At der er et overskud af fosfor til eksport skyldes sandsynligvis frigivelse fra de akkumulerede puljer i sedimentet, og når disse puljer er tømt kan det forventes, at fjordene også vil virke som filtre for fosfor.

Miljøtilstanden i 1995 i fjorde, kystvande og åbne farvande afveg ikke markant fra forholdene i de tidligere år på trods af usædvanlige belastningsforhold. Den samlede ferskvandsafstrømning var relativt stor sammenlignet med årene 1989-1993 men mindre end i 1994. Størstedelen af afstrømningen skete i starten af året, mens tilførslerne om sommeren og specielt efterår-vinter var lave. Den lave afstrømning sidst på året kan være årsagen til at der blev målt ret lave næringstofkoncentrationer i oktober-december i flere fjordområder. Den jyske Kyststrøm medførte i løbet af foråret flere indbrud af næringsrigt bundvand i det nordlige Kattegat. Bundvandet kunne gennemfindes i de sydlige dele af Kattegat og i Bælthavet helt hen i juli måned. Sammenfaldende med den relativt store afstrømning i starten af 1995 blev der målt høje koncentrationer af næringssalte kystnære dele af Kattegat og i Bælthavet i februar måned.

I en række fjordområder i det sydlige Østjylland, omkring Fyn og i det sydlige Sjælland var sommerkoncentrationen af fytoplankton lav. Årsagen til dette kan til dels være stor udstrømning af lavsalint, næringsfattigt Østersøvand. Langs Skagerrakkysten blev der i foråret målt høj klorofylkoncentration, primærproduktion og fytoplankton-kulstofbiomasse i forbindelse med passage af Den jyske Kyststrøm. I Roskilde Fjord var mængden af fytoplankton i sommerperioden usædvanlig høj i 1995, sandsynligvis pga. af reduceret græsningstryk fra bundfaunaen, da denne i 1995 stadig var lav som følge af effekter af iltsvindet i 1994. Generelt var bundfaunaen kun i få områder påvirket af de udbredte iltsvind i 1994. Iltforholdene i 1995 var ligesom i 1994 præget af perioder med iltsvind i mange fjordområder, men varigheden af perioderne med dårlige iltforhold var kortere. I de åbne farvande faldt iltindholdet fra april til september. Iltindholdet var generelt lavere end midten for 1980'erne, især i Øresund og Bælthavet. Bundvegetationen var i 1995 ikke væsentligt forandret i forhold til 1994.



# 1 Indledning

## Vandmiljøplanen

"Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhæng og udvikling" indgår i den årlige rapportering af resultater fra vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Vandmiljøplanen (VMP) blev vedtaget af Folketinget i 1987 med det formål at øge kvaliteten af grundvand, ferskvand og marine områder. Vandmiljøplanen er specifikt rettet mod effekter af eutrofiering, som skyldes menneskeskabt belastning af vandmiljøerne med kvælstof og fosfor. For at effektuere planen blev der i tilknytning til planen vedtaget en aktionsplan, der skal føre til reduktion af kvælstofbelastningen og fosforbelastningen med henholdsvis 50% og 80%.

I tilknytning til Vandmiljøplanen er der etableret et overvågningsprogram, der skal følge effekterne af de tiltag, der tages for at nå aktionsplanens mål. Resultaterne fra overvågningen sammenfattes årligt i rapporter fra amterne, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelser og Miljøstyrelsen. For hvert års rapportering er der udpeget et tema-emne, som bliver behandlet særlig grundigt. I 1996-rapporteringen er temaet: Status over miljøtilstand, årsagssammenhæng og udvikling i danske fjorde.

Den marine rapportering omfatter regionale rapporter om miljøtilstand og udvikling i fjord-, nor- og kystområder, samt en landsdækkende rapport, der præsenterer resultaterne fra overvågningen af de åbne områder, samt giver en sammenfattende status over miljøtilstand og udvikling i danske havområder. Førstnævnte rapporter udarbejdes af amterne og sidstnævnte af Danmarks Miljøundersøgelser. De præsenterede resultater og konklusioner indgår i Miljøstyrelsens redegørelse til Folketinget om status over vandmiljøet.

Til 1996-temaet er der i amtsregi udarbejdet 29 rapporter, som uddover en generel sammenfatning af resultaterne fra fjord- og kystoversvågningen, giver en nøjere analyse af tilstand, udvikling og årsagssammenhænge i udvalgte fjordområder. Rapporterne samt DMU's analyser af indberettede primærdata danner grundlag for denne rapport. Databehandlingen og rapporteringen er sket i samarbejde mellem DMU-afdelingerne Havmiljø og Mikrobiologi, Sø- og fjordøkologi samt Vandløbsøkologi. Rapporteringen af data om bundvegetation er sket i samarbejde med Anne Lise Middelboe, Kaj Sand-Jensen og Morten Foldager Pedersen fra Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet. Rapporten omfatter tillige en kort status for tilstanden i de åbne marine områder i 1995 bygget på amternes rapportering samt data indsamlet af DMU.

## Danske fjorde

Fjorde, nor og vige er vigtige rekreative og erhvervsmæssige områder. Langt størstedelen af Danmarks omkring 7500 km lange kystlinie omgrænses af fjorde, nor og vige, og disse områder udgør derfor naturligt et meget væsentligt marint naturelement. Fjordene bruges til lystfiskeri, søsport og badning. De er opvækstområder for mange fiskearter, og i mange fjorde, nor og vige drives der erhvervsfiskeri.

For mange stand- og trækfugle er fjorde, nor og vige uundværlige fourageringsområder. Flere fjordområder er udlagt som naturvidenskabelig referenceområder og som habitatområder med særlig bevaringsstatus primært pga. deres store betydning som rastplads for trækfugle.

Geologisk er fjorde, nor og vige mere eller mindre lukkede indskæringer i kystlinien, hvor fjorde defineres som indsnævringer, der går langt ind i landet og har en betydelig længde i forhold til bredden, mens nor er mindre indsnævringer, der kun står i forbindelse med det tilstødende havområde gennem en smal åbning. Nor med meget småle udløb kaldes i nogen tilfælde for strandsøer. Vige er ligeledes mindre indsnævringer men med større mundinger. Adskillelsen mellem vige og bugter er ikke klar, men hyppigst bruges betegnelse bugt om større indsnævringer med stor åbning mod det tilstødende havområde. Navngivningen af de danske kystområder følger ikke strikt denne klassifikation. For eksempel er de vestjyske områder Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord ikke fjorde men nor eller store strandsøer, og Limfjorden er et smalt bælt, der adskiller 2 landsdele og forbinder Nordsøen og Kattegat. Denne rapport omfatter alle de nævnte kysttyper fra små nor over små og store fjorde til åbne bugter eller bugtlignende områder. Alle kystområder, der på en eller anden måde berøres i rapporten fremgår af figur 1-1. I rapporten er der for nemheds skyld brugt fællesbetegnelserne fjordområder og fjorde om de omtalte kysttyper.

Fjordområdernes naturmæssige såvel som rekreative og erhvervsmæssige værdi afhænger af et varieret dyre- og planteliv. Dyre- og plantelivet påvirkes af en lang række faktorer som dels er naturbestemte dels menneskeskabte. De vigtigste naturbestemte faktorer er topografi, dvs. fjordenes størrelse, dybdeforhold m.m. og svingningerne i vind og vejr. De menneskeskabte påvirkninger opstår som følge af vores brug af havet til fiskeri, anlægsarbejder og ved at vi udleder tungmetaller, miljøfremmede stoffer og næringssalte til vandmiljøet.

#### Rapporten

Hovedmålet med denne rapport er at give en generel landsdækkende beskrivelse af årsagssammenhæng i danske fjorde baseret på tværgående analyser af det store datamateriale, der er indsamlet i forbindelse med amternes overvågning af fjordområderne. Specielt har vi lagt vægt på at vurdere betydningen af næringssaltbelastningen for derigennem at forbedre videngrundlaget for vurdering af Vandmiljøplanens effekter, og for planlægning af fremtidige tiltag. Rapporten går ikke i detaljer med forholdene i enkelte fjordområder. For oplysninger om specifikke områder henvises til amtsrapporterne (bilag 1).

At næringssaltbelastningen har en væsentlig indflydelse på miljøtilstanden er vist i flere nationale og internationale undersøgelser. De fleste undersøgelserne bygger på et datamateriale, der har en begrænset dækning i tid og rum. Det danske overvågningsprogram udgør derfor et unikt datamateriale dækende et bredt spektrum af



Figur 1-1. Danske fjorde, nor, vige, bugter og lavvandede havområder, som omtales i rapporten. Navne i fed angiver områder med Vandmiljøplanstatio-ner.

typer af fjordområder, grader af belastning og forskelle i biologisk struktur. Der findes ikke et lignende datagrundlag for andre steder i verden, og analyser af de danske data kan bidrage væsentligt til den generelle viden om fjordøkosystemer. Indenfor rammer af denne rapportering har det kun været muligt at udnytte en delmængde af alle de data, der eksisterer. Hovedvægten i analyserne er derfor lagt på de indikatorparametre, der har den største vægtning i overvågningsprogrammet. Dog har der ikke været ressourcer til detaljeret behandling af data vedrørende fytoplanktons artssammensætning og kulstofbiomasse.

#### Datagrundlag

I forbindelse med rapporteringen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram har amterne indberettet kemiske og biologiske data fra 53 fjordområder, og topografiske data fra 69 vandområder. Data er samlet i DMU's marine database MADS.

Derudover har amterne indberettet data om ferskvandsafstrømning og belastning til 60 fjordområder.

Før analyserne er gennemført er data sorteret, så der er samhørighed mellem de variable, der indgår. Det er således ikke alle områder der indgår i de enkelte analyser. Der er ligeledes foretaget en vurdering af om data ligger indenfor et sandsynligt værdi-interval.

Rapportens forfattere takker Anne van Archer (DMU) mange gange for stor hjælp med gennemførelsen af det praktiske arbejde omkring publiceringen af rapporten. Jens Kjerulf Pedersen, Gunni Ærtebjerg og Jørgen Nørrevang (DMU) takkes for kritisk gennemlæsning af manuskriptet.

## 2 Fjordkarakteristik

De danske fjordområder spænder over et stort spektrum af topografiske typer med forskellige former, arealer, dybder, oplandsarealer og -typer etc. Topografien danner så at sige et uforanderlige fundament for økosystemerne, og sætter rammerne for de fysiske og kemiske forhold, og dermed også for plante- og dyrelivet.

De hydrografiske forhold varierer derimod inden for en kort tidsskala, idet de er afhængige af meteorologien. Meteorologien bestemmer variationen i ferskvandsafstrømningen, i vandstanden og i de hydrografiske forhold i de tilstødende havområder. Dermed har meteorologien stor indflydelse på opholdstid, lagdeling, vandudveksling og salinitet. Variationer i disse påvirker det økologiske system, og ved analyse af årsagerne til miljøtilstanden er det nødvendigt at inddrage de hydrografiske og meteorologiske forhold i en tidslig og rumlig skala, der er i overensstemmelse med miljøindikatoren. Imidlertid kan de gennemsnitlige hydrografiske forhold give et indtryk af den indbyrdes variation mellem fjordområderne samt af de overordnede hydrografiske forhold.

Tabel 2-1. Oversigt over dimensionerne i danske fjorde baseret på oplysninger om 68 fjordområder. Tal i parentes gælder Limfjorden.

Parameter	Enhed	Interval
fjordareal (A)	km <sup>2</sup>	0.06-315 (1500)
fjordvolumen	km <sup>3</sup>	0.4*10 <sup>-4</sup> - 7.4
længde (L)	km	0.2-40 (130)
bredde (B)	km	0.25-11 (51.5)
middeldybde (D <sub>m</sub> )	m	0.3-23
maksimumdybde	m	0.6-40
tærskeldybde (D <sub>t</sub> )	m	0.5-14
tidevandsamplitude	m	0-1.3
oplandsareal (O)	km <sup>2</sup>	1.3-3442 (7590)
ferskvandsafstrømning (F)	m <sup>3</sup> /s	0.04-206 (350)
ferskvandstidsskala T (=V/F)	år	0.3*10 <sup>-3</sup> -73

### 2.1 Karakteristik

Tabel 2-1 giver en oversigt over dimensionerne af danske fjorde baseret på indsamlede oplysninger om 68 fjordområder. I det følgende karakteriseres de danske fjordområder på baggrund af udvalgte topografiske variable suppleret med hydrografiske oplysninger (parametrene fremgår af tabel 2-2). De udvalgte variable antages at have stor direkte og/eller indirekte indflydelse på plante- og dyrelivet i fjordområderne. For hver variabel er fjordområderne klassificeret i 3 klasser (A, B, C). Klassifikationen er sket på baggrund af fordelingsfunktioner, som beskriver størrelsesordenen af de udvalgte variabler

og fordelingsmønstrene (*figur 2-1*). Sidst i kapitlet er fjordområderne grupperet på grundlag af de givne karakterer. Intervallerne for opdelingen i klasserne A, B og C er givet i *tabel 2-3* sammen med den relative fordeling af fjordområderne på klasserne.

#### *Datagrundlag og -behandling*

I forbindelse med rapporteringen er amterne blevet bedt om at give en række topografiske oplysninger om deres fjordområder, og disse oplysninger samt egne opmålinger på geodætiske kort (1:100.000) danner grundlag for den topografiske karakterisering af fjordområderne. Da amterne blev bedt om at karakterisere alle deres fjordområder anses materialet for at være repræsentativt for danske fjordområder. Der er i alt givet oplysninger om 68 fjordområder. Da ikke alle oplysninger forefindes for alle fjordene er der forskelle i antallet af fjerde, der indgår i vurderingen af den enkelte parametre. Det aktuelle antal fremgår af *tabel 2-2*.

For 33 af de ovennævnte områder findes der hydrografiske data i DMU's database MADS.

Til den hydrografiske karakterisering er der anvendt data fra stationer, hvor der som minimum er målt i 2 år, og hvor målingerne er jævnt fordelt over året. Kun data fra 1989-1994 indgår. Følgende indikatorer er brugt:

*Middelsalinitet*: For hver prøvetagningsdato er der estimeret en simpel middelværdi ud fra målinger i forskellige dybder, og derefter en tidsvægtet middelværdi for hvert år. Årsværdierne ( $n=2-5$ ) er derefter midlet. Hvor der er data fra flere stationer i et fjordområde, er der beregnet en simpel middelværdi af stationernes årsmedier.

*Variationen i saliniteten* er udtrykt ved standardafvigelserne. For hvert år er standardafvigelserne beregnet, og årsmedierne er derefter midlet. Hvor der er data fra flere stationer i et fjordområde er der anvendt en simpel middelværdi af de midlede standardafvigelser.

*Difference i sigma-t*: For hver prøvetagningsdato er sigma-t i overfladen og ved bunden beregnet i følge (reference), og frekvensen af datoer hvor  $\sigma_t > 0.2$  er estimeret for hvert år. Årsmedierne er derefter midlet. Hvor der er data fra flere stationer i fjordområder, er der anvendt en simpel middelværdi af årsmediet for hver station.

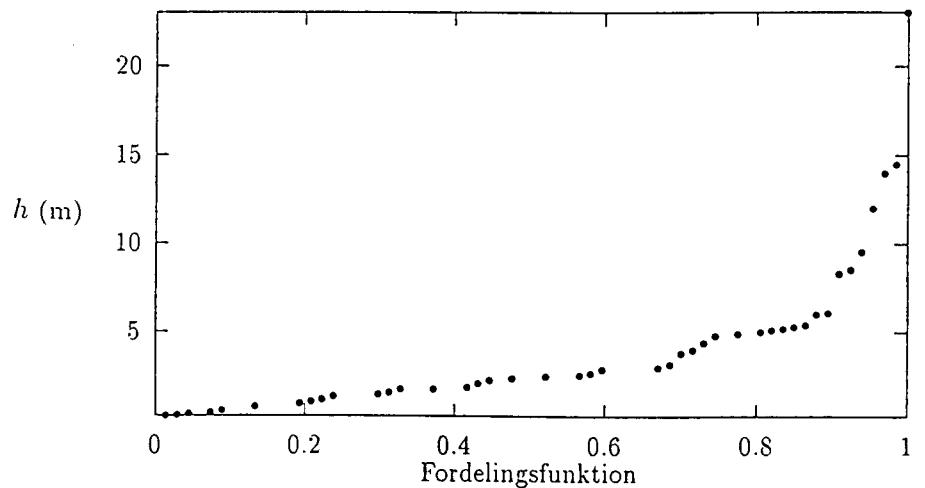
Tabel 2-2. Parameter og intervaller, der er anvendt ved klassifikationen af fjordområderne. For hvert parameter er angivet de intervaller, der er brugt ved inddelingen i A, B og C områder. Med kursiv er angivet n = antallet af fjordområder, som indgår i vurderingen for den givne parameter, og den procentvise fordeling af fjordområderne på klasserne. i.b. = ikke brugt.

Parameter	antal fjorde	A	B	C
middeldybde $D_m$		>8m	3-8m	<3m
	67		24	67
sigma-t (% af prøvetagninger)	33	>75%	75-25%	<25%
		39	49	12
ferskvandstidsskalaen T		>1 år	1-0.1 år	<0.1 år
	62	59	24	17
ferskvandstil- førsel ( $F_s/F_v$ )	60	<15%	15-39%	>39%
		41	42	17
farvandstype		fjord	åbent hav	i.b.
	68	18	82	
mundingsbredde/		>0.5	0.5-0.18	<0.18
middlebredde $B_m/B$	60	33	33	33
tærskel		+	-	i.b.
	68	34	66	
tærskel-/pycnoklin- dybde	23	>0.75	0.75-0.25	0.25
		33	47	20
middelsalinitet		>20 ‰	12-20 ‰	<12 ‰
	33	15	73	2
saltvariation		>10 ‰	10-3 ‰	<3 ‰
	33	18	70	12

### Dybde

Med stigende vanddybde reduceres den mængde lys, der når ned til bunden, og dermed muligheden for vækst af bundvegetation. I dybe fjordområder har den pelagiale primærproduktion derfor større betydning end den bentiske. Ved stigende vanddybden øges ligeledes sandsynligheden for at vandsøjlen lagdeles (der dannes springlag), og dermed risikoen for iltsvind.

Dybdeforholdene afhænger af fjordområdets bundmorphometri. En måde at karakterisere dybdeforholdene i fjordområderne på er ved at beregne *middeldybden*. Middeldybden fortæller intet om morfometri-en, men giver et generelt indtryk af fjorden. Typisk er middeldybden korreleret med arealet og volumen af fjorden. Middeldybden for danske fjorde viser, at langt hovedparten af danske fjordområder er lavvandede; 67% ud af 67 fjordområder har en middeldybde under 3 m. De lavvandede områder er nor og små fjorde som Norsminde Fjord, Bredningen i Lillebælt og Holsteinborg Nor. Dybe fjordområder som f.eks. Flensborg Fjord og Århus Bugt udgør kun 9% (figur 2-1). Totalt varierer middeldybden i de 67 fjordområder mellem 0.3 og 23 m.



Figur 2-1. Fordelingsfunktionen for middeldybden i 67 fjordområder. Karakteriseringssparametren er angivet på Y-aksen, mens x-aksen angiver den andel af observationerne, som har en middeldybde under den til x-værdien hørende y-værdi. Det ses for eksempel at 80% af fjordområderne har en middeldybde under 5 m.

Et mere præcist beskrivelse af dybdeforholdene i en fjord kan fås ved at brug af såkaldte hypsometriske kurver, der beskriver hvor stor en del af fjordområdet areal henholdsvis volumen, der ligger under en given dybde. Dette er gjort for Vejle og Horsens Fjord, og analyserne viste at 71% af Vejle Fjord er over 6 m dyb, mens middeldybden i fjorden er 8.3 m. I Horsens Fjord, hvor middeldybden er 2.9 m, har ca. 50% af fjorden en vanddybde under 3 m. I Ringkøbing Fjord er 45% af fjorden over 2 m dyb og middeldybden er 1.9 m.

#### Springlag

Indtrængende salint bundvand, tilførsel af ferskvand eller lavsalint vand og opvarmning af overfladevandet medfører springlagsdannelse i perioder, hvor blandingsprocesserne ikke er stærke nok til at modvirke lagdelingen. Blandingen opstår især på grund af vindens påvirkning, men vandstandssvingninger har også betydning.

Springlagsdannelse adskiller de biologiske processer i overfladen fra dem ved og i bunden. Når græsningstrykket fra de benthiske dyr fjernes, øges fytoplanktonets mulighed for at opbygge store biomasser, og danne opblomstring. Opblomstringen forsvinder igen ved længerevarende springlagsdannelse, da der ikke tilføres nye næringsstoffer til planktonet, og det producerede organiske stof synker ned på fjordbunden, hvor dets nedbrydning bidrager til iltforbruget. Dette kan forstærke den øgede risiko for iltsvind som lagdeling også medfører, fordi der ikke tilføres ilt til bunden.

Antages en densitetsforskell ( $\Delta\sigma_t$ ) på  $0.2 \text{ kg m}^{-3}$  mellem overflade og bund for at være udtryk for en signifikant lagdeling, viser beregninger for 33 fjorde, at der er lagdeling ved mere end 75% af prøvetagningerne i 13 af fjordene, mens der i 4 områder er springlag ved mindre end 25% af prøvetagningerne. Hyppig springlagsdannelse ses mest i dybe fjordområder som Kalundborg Fjord, Vejle Fjord og Genner Fjord, hvor saltvand trænger ind fra det tilstødende vand-

område og danner et bundlag i fjorden. Man skal dog være opmærksom på, at hydrografi-målestationerne oftest er placeret i de dybeste områder midt i fjorden og derfor ikke er repræsentative for hele fjordområdet. Fordelingskurven viser igen tydelig gruppering, så 75% og 25% er valgt som klassesgrænser. Ved en vurdering af springlagsdannelsens betydning for de biologiske processer i fjordområderne er det dog vigtig, at være opmærksom på kun længerevarende lagdeling giver markante effekter (se kapitel 6 og 9).

#### Ferskvandstilførsel

Som nævnt kan ferskvandstilførslen til et fjordområde give ophav til springlagsdannelse. Det gælder især de dele af fjordene, der ligger tætte ved ferskvandsudløbene. Den væsentligste effekt af ferskvandet er imidlertid, at det tilfører fjorden nye næringsstoffer. Effekten af disse nye næringsstoffer afhænger af, hvor store mængder der tilføres, hvor stort volumen de opblandes i samt af hvor længe vandet bliver i fjorden, det vil sige af opholdstiden.

Ferskvandstilførslen vurderes ofte ved at sætte den i relation til fjordvolumenet. Derved fås en tidsskala T kaldet middel-ferskvandsopholdstiden. Den må dog ikke forveksles med den faktiske opholdstid, der i høj grad er bestemt af vandskiftet over randen til det tilstødende havområde (se nedenfor). Da T indgår lineært i estimeret af vandskiftet og den faktiske opholdstid, kan T dog give en ide om forskelle mellem fjordområderne. I de undersøgte fjordområder varierer tidsskalaen T fra få dage til flere år. I 59% af fjordområderne er  $T > 1$  år.

Ferskvandstilførslen viser en stor sæsonvariation. Det betyder, at forholdene i fjordområderne kan skifte fra at være domineret af ferskvandsafstrømningen til at være domineret af vandskiftet til det tilstødende havområde. Det gælder for 41% af fjordene, hvor sommertilførslen er mindre end 15% af vintertilførslen ( $F_s/F_v$ ). Eksempler på fjordområder med lav relativ sommerafstrømning er Augustenborg Fjord, Isefjord og Præstø Fjord. Områder med relativ stor sommerafstrømning (for 17% er  $F_s/F_v > 39\%$ ) er Vejle Fjord, Århus Bugt og Randers Fjord.

#### Randen mod det tilstødende vandområde

Vi har ikke haft data til rådighed til at analysere vandskiftet mellem fjordområderne og de tilstødende havområder. I stedet er vandskiftet vurderet udfra en række parametre, der fastlægger udvekslingen over randen. Da vandudvekslingen i Ringkøbing og Nissum Fjord reguleres af sluser er disse områder ikke medtaget i analysen.

Forholdene i et fjordområde er i høj grad afhængig af farvandet, der ligger uden for fjorden. Især korttidsvariationer i vandstand og salinitet er afgørende, idet de sammen med arealet af tværsnittet i mundingsten styrer vandudvekslingen mellem fjordområdet og det tilstødende vandområde. Dybden af pycnoklinen har ligeledes betydning for vandskiftet.

Generelt er vandstands- og salinitetsvariationerne i de åbne farvandsdele væsentligt større end i fjordene. Dette betyder, at der i fjordområder, som munder ud til et åbent farvand er større og hypotigere svingninger i saliniteten ved randen. Inddeles fjordene i områder, der munder ud i et åbent farvand og områder, der munder ud i

en anden fjord, har hovedparten af fjordene (82%) munding ud til et åbent farvand. Af de 18%, der munder ud i en anden fjord, ligger størstedelen i Isefjorden.

Vandudvekslingen afhænger også af forholdet mellem *bredden ved munding* og fjordområdets typiske bredde ( $B_m/B$ ), idet et mindre forhold indikerer et mindre vandskiftet. Modsat betyder et forhold større end 1, at vandudvekslingen er maksimal i forhold til de drivende kræfter. I godt 25% af fjordområderne er forholdet  $<0.1$ , mens det kun i meget få er større end 1. Fordelingskurverne indikerer ikke nogen egentlig gruppering, og karaktererne A, B og C udgøres derfor af 33% fraktilerne.

Hvis vanddybden i munden er mindre end inde i fjordområdet, siges fjordområdet at have en *tærskel*. En tærskel nedsætter vandudvekslingen med det tilstødende havområde, således at der i områder med vanddybder større end tærskeldybden bliver et ringere vandskifte og dermed risiko for iltsvind. I 34% af fjordene findes en tærskel. Mest markant er tærskelen i Flensborg Fjord, hvor tærskeldybden er 10-12 m, mens middel- og maksimumdybden inde i fjorden er henholdsvis 14.5 og 40 m.

I fjorde med tærskel er bundvandet underlagt bevægelserne i pycnoklinen i det tilstødende vandområde, når maksimumvanddybden ved munden er større end pycnoklindybden. Hvis pycnoklinen derimod ligger dybere end maksimumdybden i munden vil der kun i ekstreme vejsituationer ske indbrud af salint bundvand. For 1/3 af tærskelfjordene er forholdet mellem tærskeldybden og pycnoklindybden ( $D_t/D_p$ ) større end 0.75, og der foregår sandsynligvis en regelmæssig indstrømning af bundvand. For knap 20% af fjordområderne er forholdet  $<0.25$  og indbrud af saltvand antages her at ske sjældent. Pycnoklindybden er sat til 10 m.

#### Opholdstid

For 11 fjordområder findes der i amtsrapporterne oplysninger om den gennemsnitlige aktuelle opholdstid. I tabel 2-3 er opholdstiden sammenlignet med ferskvandstidsskalaen T, og det fremgår, at den aktuelle opholdstid normalt er markant lavere end T. De store intervaller for opholdstiden indikere dels en tidslig variation dels en variation inden for fjordområder. For eksempel er opholdstiden i den underste del af Kolding Fjord 100 dage, mens den i den yderste del i middel er så kort som 2 dage.

Tabel 2-3. Estimater af opholdstiden samt ferskvandstidsskalaen for de områder hvor førstnævnte findes. Kilder til estimerne er amtsrapporter (opholdstid) og topografi-indberetningen (tidsskalaen T).

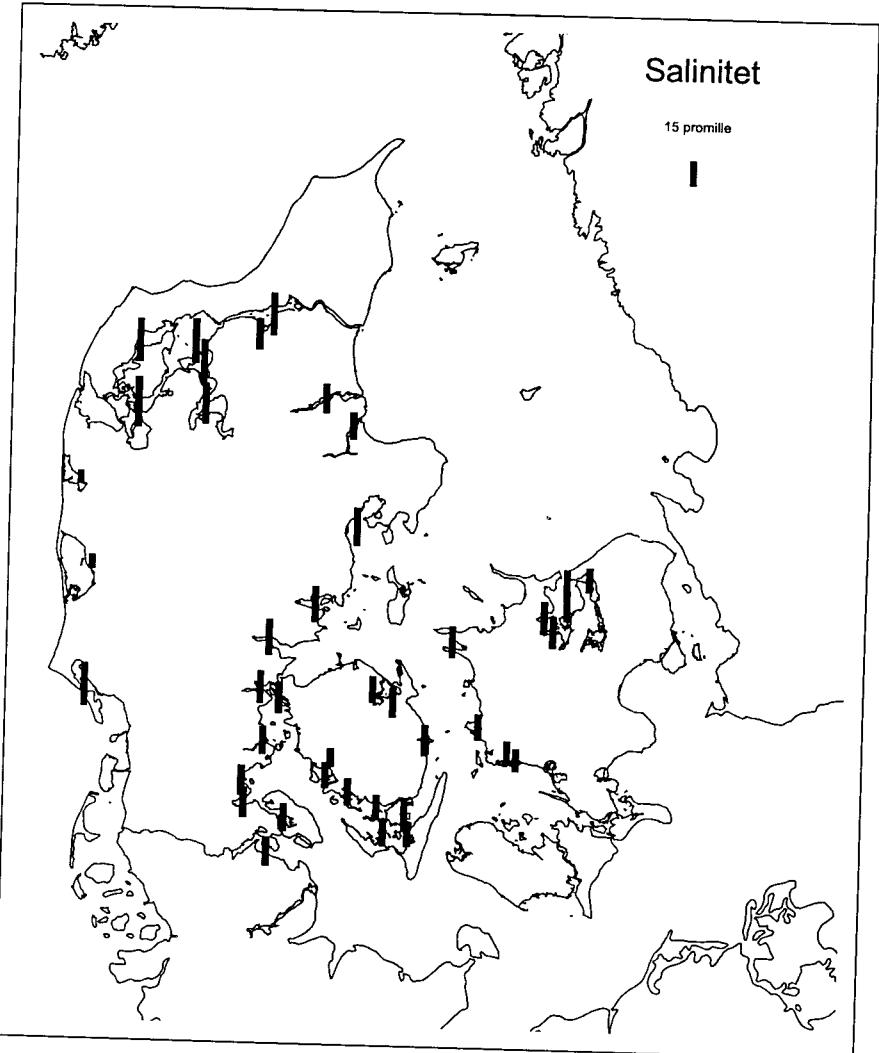
Fjordområde	Opholdstid dage			tidsskala T
	vinter	sommer	år	
Vejle Fjord		35-45		614
Horsens Fjord	12.5 (2-22)	18 (3-34)		341
Kolding Fjord	4 (2-20)	7 (2-100)		177
Norsminde Fjord	1.5-5	3-13		15
Odense Fjord			7-14	159
Holbæk Fjord	45	90		320
Kertinge Nor			28-42	545
Mariager Fjord (inderfjord)			213	484
Roskilde Fjord			150	650
Korsør Nor			4-90	869
Haderslev Fjord			15-34	47
Århus Bugt			12	10220

#### Salinitet

Plante- og dyrelivet i fjordområdet påvirkes af såvel salinitetsniveauet som frekvensen og størrelsen af variationen i saliniteten. Artsdiversiteten falder med faldende salinitetsniveau, og store og hyppige svingninger i saliniteten selekterer for arter med stor tolerance overfor salinitetsstress.

Middelsaliniteten i fjordområderne varierer mellem 7.7 og 26.8 ‰, men for hovedparten af fjordområderne (73%) ligger middelsalinitet mellem 12 og 20 ‰. Kun i henholdsvis 15% og 2% af områderne er middelsaliniteten respektivt over 20 ‰ og under 12 ‰. De høje saliniteter findes naturligt nok i områder, der munder ud i saline områder som Kattegat (Århus Bugt), Limfjorden (Skive Fjord-området) og Nordsøen (Grådyb tidevandszone).

Analyser af korttidsvariationer i saliniteten kan ikke gennemføre med de foreliggende data, men variationen fra prøvedag til prøvedag (udtrykt ved standardafvigelserne på årsgegnemsnittet) kan give en indikation af variationen i området. De største svingninger i saliniteten ses i Bredningen i Lillebælt og i Holckenhavn Fjord samt Nissum Fjord. I hovedparten af fjordområderne (70%) ligger variationen mellem 3 og 10 ‰.



*Figur 2-2.* Middelsaliniteten i 33 danske fjorde. Med hensyn til datamaterialet henvises til tekst.

#### Klassifikation

I tabel 2-2 er den procentvise fordeling af fjordområderne på klasserne inden for hver karakteriseringsvariabel angivet. På baggrund af klassifikationen er fjordene inddelt i 3 overordnede og 7 underordnede grupper. Da alle de anvendte klassificeringsparametre anses for at være vigtige for definitionen af de fysiske og kemiske rammer, som bestemmer plante- og dyrelivet i fjordområderne, er inddelingen sket udfra en subjektiv vurdering af de overordnede mønstre i fordelingsklasserne. Betegnelserne lav-medium-høj refererer til de 3 klasser A, B, C. For hver gruppe er områder, hvorfra der ikke findes hydrografiske data, angivet i parentes.

Klassifikationen skal opfattes som et første skridt på vejen mod et klassifikationssystem (tabel 2-4). En videre udvikling af et klassifikationssystem kræver en nøjere analyse af de hydrografiske forhold end det har været muligt at gennemføre ved denne rapportering.

## Fjordtyper

Tabel 2-4. Klassifikation af danske fjorde. De angivne dybder er middeldedybder.

I: Dybe fjordområder (>8 m)	Områder
+ tærskel snæver rand lav afstrømning i forhold til fjordvolumen og dermed lang opholdstid	Flensborg Fjord
- tærskel bred munding til tilstødende havområde lav afstrømning i forhold til fjordvolumen ensbetydende med at hydrografien er primært styres af forholdene i tilstødende havområde	Århus Bugt Det Sydfynske Øhav Gennar Fjord Aabenraa Fjord Kalundborg Fjord Vejle Fjord
II: Middeldybe fjordområder (3-8 m)	Områder
åben rand +/- tærskel lav afstrømning i forhold til volumen lagdeling i en del af året	Augustenborg Fjord Isefjord Inderbredning og Nykøbing Bugt Lunke Bugten, Nyborg Fjord, Faaborg Fjord, Tybring Nor, Avnø Fjord, Guldborgsund
snæver rand +/- tærskel lav-høj afstrømning i forhold til volumen lagdeling i en lille del af året	Skive Fjord- Lovns-Riisgarde Bredning Mariager Fjord Helnæs Bugt Nakkebølle Fjord Isefjord (hele, yder bredning, Lammeffjord) Roskilde Fjord Karrebæk Fjord
III: Lavvandede fjordområder (<3 m)	Områder
åben rand +/- tærskel lav-medium afstrømning i forhold til volumen	Stege Bugt, Nakskov Fjord, Sakskøbing Fjord, Haderslev Fjord, Thurø Bund
åben rand + tærskel høj afstrømning i forhold til volumen	Bredningen i Lillebælt
snæver rand +/- tærskel lav-medium afstrømning i forhold til fjordvo- lumen	middelstore fjorde (15-60 km <sup>2</sup> ) Odense Fjord, Horsens Fjord, Hjarbæk Fj., Dybsø Fjord, Kolding Fj., Præstø Fj., Grå- dyb Tidevandszone små fjorde (<15 km <sup>2</sup> ) Gamborg Fjord, Kertinge Nor, Kerteminde Fjord, Skårupør Sund, Sønder Nor, Lindel- se Nor, Skælskør Fj., Holbæk Fj., Basnæs Nor, Stege Nor, Tempelkrog, Korsør Nor, Holsteinborg Nor
snæver rand +/- tærskel høj afstrømning i forhold til fjordvolumen	Randers Fjord, Holckenhavn Fjord, Halkær Bredning, Norsminde Fjord, Gamborg Nor, Kelds Nor, Emtekær Nor, Tryggelev Nor, Nærå Strand
med sluse medium-høj afstrømning i forhold til fjordvo- lumen	Nissum Fjord Ringkøbing Fjord



### 3 Vand- og næringsstoftilførsel

De kystnære havområders miljøtilstand er ude over en række naturlige forhold bestemt af næringsstoftilførslen. Stoftilførslen kan opdeles i de landbaserede udledninger med vandløb, de direkte udledninger af spildevand og den atmosfæriske deposition. Endelig udveksles næringsstoffer med de åbne farvande. Sidstnævnte stofudveksling er ofte meget dynamisk idet udvekslingen påvirkes af tidevandsbevægelser, vind- og strømforhold m.m. og som følge heraf er udvekslingen vanskelig at beregne. I dette kapitel gives en beskrivelse af belastningsforholdene i danske fjorde på basis af data vedrørende de landbaserede udledninger, spildevandsudledninger og atmosfærisk deposition til 47 fjordområder.

#### 3.1 Datagrundlag og metoder

Opgørelserne af vand- og stoftilførslen til fjordene og kilderne til stoftilførslen er foretaget af amterne og efterfølgende indberettet på delvis standardiseret vis til Danmarks Miljøundersøgelser (Miljøstyrelsen 1995). Tilførslerne er af amterne opgjort som målt tilførsel på de vandløbsstationer, der ligger i de respektive fjordoplante samt som et bidrag fra umålte oplande. Sidstnævnte bidrag var forudsat beregnet efter principperne i Wiggers et al. (1994), hvorefter der først for det umålte opland beregnes en vandafstrømning ud fra kendskab til vandafstrømning på en nærliggende vandføringsstation. Den beregnede vandføring fra umålte opland tillægges herefter en stofkoncentration ud fra kendskabet til arealanvendelse og jordtype i det umålte opland, og herudfra kan stoftransporten beregnes under hensyntagen til omfanget af spildevandsudledninger i det umålte opland og de direkte spildevandsudledninger. Kun få amter har dog benyttet denne metode. I stedet er stofbidraget beregnet på basis af arealkoefficienter. Dertil kommer at nogle amter ikke har sondret mellem spildevandsudledninger udledt til ferskvand i det umålte opland og spildevandsudledninger direkte til det marine område. Disse forskelligheder har vanskeliggjort valideringen af de indberettede data.

Sammenstilling af tidligere indberettede spildevandsdata og data indberettet til denne rapportering viste for en del fjorde uoverensstemmelser imellem disse indberetninger. Årsagerne hertil er søgt aklaret og data efterfølgende tilrettet, men det skal understreges, at denne validering ikke har været mulig for alle fjorde i alle år. Datagrundlaget er således primært de af amterne indberettede samlede fjordbelastninger samt kilder hertil.

For de fjorde, hvor amterne har skønnet det fagligt muligt, er der ude over årsværdier også indberettet månedsværdier for vand- og stoftilførslen. I månedsgørelser er de direkte spildevandsudledninger fordelt ligeligt på de enkelte måneder. Det bemærkes, at det er forudsat at eventuelle bidrag fra havdambrug er inkluderet i de direkte spildevandsudledninger.

#### Beregningsmetode

Stoftilførslen via atmosfærisk deposition er opgjort ud fra modelberegnede kvælstofdepositioner (Skov et al. 1996). Der er ikke i bereg-

#### Atmosfærisk deposition

ningerne af vandtilførslen medregnet nedbør direkte på fjordene. Hvor der ikke foreligger beregninger af atmosfærisk deposition er anvendt; P: 0.1 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> N: 12 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Hovmand, M., 1993).

#### Datagrundlag

I tabel 3-1 er givet en oversigt over datagrundlaget. Der foreligger for enkelte af fjordene tidsserier tilbagetil 1970'erne, men fra hovedparten af fjordene er der kun oplysninger om belastning og belastningsudvikling siden starten af Overvågningsprogrammet i 1989. Antal af fjorde med månedsværdier for belastningen er mindre end antal med årsdata, fordi amterne ikke har vurderet det fagligt muligt at beregne sæsonvariation.

Tabel 3-1. Antal fjordområder, målt opland i % af total afstrømningsoplund, årsværdier, sæsonværdier (1989-95).

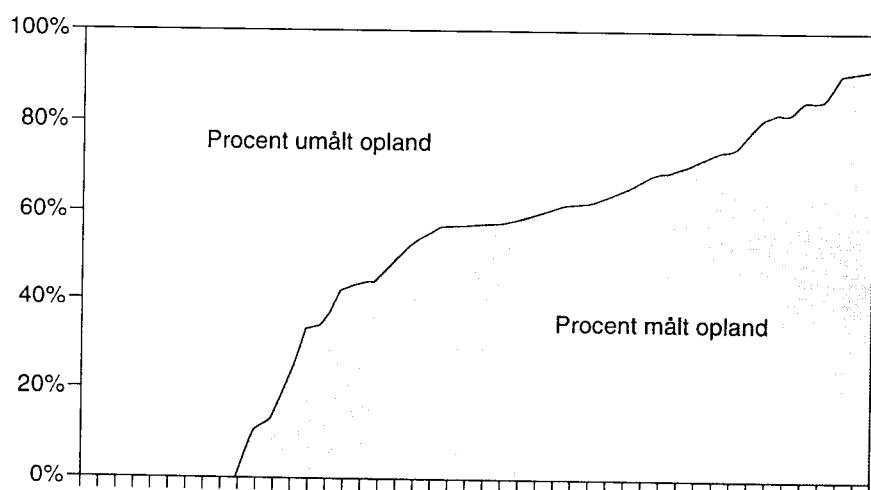
Periode	Antal Fjorde (Gns)	Målt opland % (Gns.)	Fjordår	Heraf med sæsonvariation %
- 1982	6	69	31	-
1983-88	25	55	84	-
1989-95	47	47	329	308

#### Målt og umålt opland

Datagrundlaget varierer betydeligt med hensyn til den relative dækning af vand- og stofafstrømningen. Til 9 af fjordene (1989-95) er belastningen opgjort uden at der har foreligget målinger fra vandløb i de respektive fjordoplante. Omvendt udgjorde det målte opland i 30 af de 47 fjorde mere end 50% af det total opland (Figur 3-1).

#### Fjordarealer og afstrømningsoplante

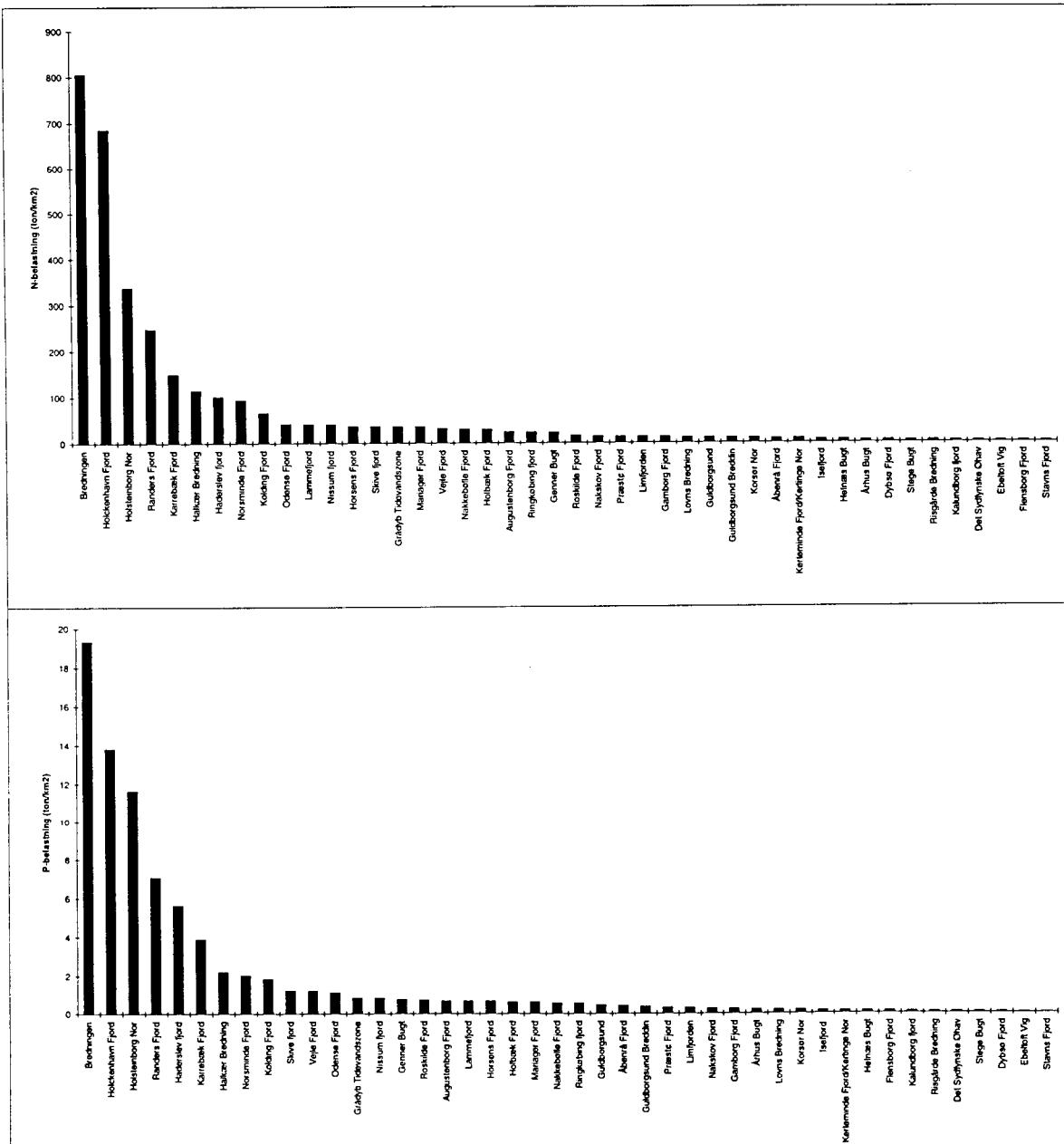
Fjordarealet varierer betydeligt, - fra 0.3 km<sup>2</sup> (Bredningen) til 1487 km<sup>2</sup> (Limfjorden) med en tilsvarende stor variation i afstrømningsoplantenes areal (tabel 3-2). Det samlede opland udgør 31·10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>, eller ca. 75% af landets areal.



Figur 3-1. Fordeling af målt og umålt opland og umålt opland (%) for de 47 fjorde i 1995.

Tabel 3-2 Oplands- og fjordareal i 1995 for de 47 fjorde, der indgår i belastningsopgørelserne.

	Min.	1. kvartil	Median	3. kvartil	Max.
Oplandsareal, km <sup>2</sup>	8	95	248	572	7594
Fjordareal, km <sup>2</sup>	0,3	14	39	74	1487



Figur 3-2. Den arealspecifikke kvælstof og fosforbelastning i ton pr. fjordareal rangordnet efter tilførselens størrelse.

## 3.2 Vand- og næringsstoftilførslen til fjordene

### *Samlet stoftilførsel*

Den samlede tilførsel til alle fjordene af kvælstof og fosfor (ekskl. atmosfærisk deposition) udgjorde i 1995 henholdsvis  $64.000 \text{ t N år}^{-1}$  og  $1.764 \text{ t P år}^{-1}$ . De arealspecifikke tilførsler (ton pr. fjordareal) varierede mellem 2 og 806 ton N pr  $\text{km}^2$  og 0,02 og 19,3 ton P pr  $\text{km}^2$ , hvor de laveste belastninger for både N og P forekommer i Stavns Fjord og de højeste i Bredningen og Holckenhavn Fjord (*figur 3-2*).

### **Kvælstof**

Den samlede afstrømning af kvælstof fra fjordoplundene inklusive de direkte spildevandsudledninger har i perioden 1989-95 generelt fulgt variationerne i ferskvandstilførslen, (*figur 3-3, tabel 3-3*). Derfor var vælstoftilførslen til fjordene mindst i det 'tørre' år 1989 og størst i 1994, hvor der også blev målt den største vandafstrømning. Afstrømningsniveaueret og udviklingen heri er analog til de kvælstofafstrømninger, der er målt i vandløb i dyrkede oplande med punktkilder (Windolf, 1996)), dog med en tendens til lidt højere værdier.

### *Kvælstoftilførslen følger ferskvandsafstrømningen*

### *Tilførsler af kvælstof med spildevand er mindsket*

Spildevand bidrager kun med en lille andel af den samlede kvælstoftilførsel og har dermed ringe indflydelse på kvælstofkoncentrationerne i det tilstrømmende vand (*figur 3-3*). Selv om spildevandsudledningerne i fjordoplundene er halveret i perioden 1989-95, har dette således ikke påvirket de samlede kvælstoftilførsler

### *Tendens til lavere indløbskoncentrationer af kvælstof de senere år*

De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer har generelt udvist en faldende tendens siden 1992, men effekten heraf på den samlede fjordbelastning er i nogen grad blevet modvirket af den stigende vandafstrømning. I 1995 var kvælstoftilførslen til fjordene dog den mindste siden 1989 på trods af, at vandafstrømningen i 1995 var den næsthøjeste i perioden.

### **Fosfor**

Modsat hvad der gælder for kvælstof, er fosfortransporten fra oplundene mindsket markant gennem perioden 1989-1995 trods den generelt øgede vandafstrømning (*figur 3-3, tabel 3-4*). Dette skyldes en kraftig reduktion i spildevandsudledningerne af fosfor via ferskvand og direkte til fjordområderne. Arealkoefficienten er i gennemsnit faldet fra 1.2 til  $0.6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Det beregnede spildevandsbidrag til fosforafstrømningen er faldet tilsvarende; fra i gennemsnit  $1.1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i 1989 til  $0.4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i 1995. I 1995 udgjorde spildevandsbidraget dog stadig ca halvdelen af den samlede fosforafstrømning.

### *Fosfortilførsel reduceret fordi spildevandet renses bedre*

Den reducerede udledning med spildevand har altså bevirket et generelt fald i fosforbelastningen af fjordene. Mest markant selvfølgelig til de fjorde, der har været mest belastede. Således var fosforbelastningen til 1/4 af fjordene i 1989 større end  $4.8 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  mod  $2.3 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1995. I gennemsnit er fosforbelastningen i 1995 ca 30% mindre end i 1989 trods den større vandafstrømning i 1995.

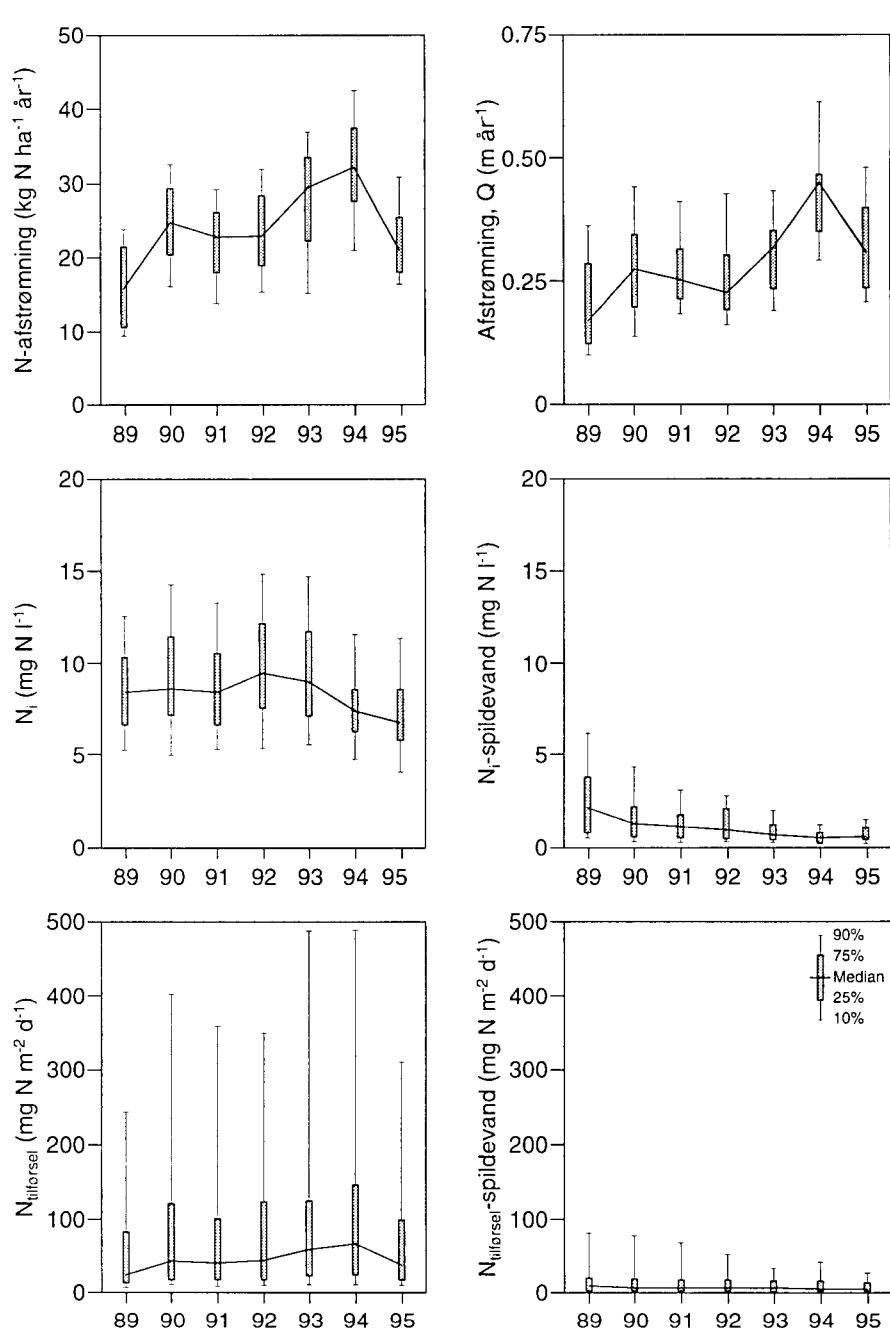
*Figur 3-3.* Udvikling i den samlede tilførsel af kvælstof (N) og vand til fjordene. Vandtilførslen (Q) er angivet som afstrømningshøjde pr. opland (meter pr. år).

Kvælstofafstrømningen ( $N_{afstrømning}$ ) fra oplandene samt direkte spildevandsudledninger som kg N pr ha opland pr år.

De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af kvælstof ( $N_i$ ) er beregnet som summen af tilførsel med ferskvand og direkte udledninger divideret med ferskvandstilførslen.

Den arealspecifikke kvælstoftilførsel ( $N_{tilførsel}$ ) er beregnet som den samlede tilførsel med ferskvand og direkte spildevandsudledninger pr fjordareal.

Tilsvarende er det maksimale potentielle bidrag fra spildevand til den samlede belastning afbildet ( $N_{tilførsel} - 9spildevand$ ).



#### *Indløbskoncentrationer af fosfor mindsket*

De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer ses også at være faldet markant. Til halvdelen af fjordene var indløbskoncentrationerne i 1995 dog større end  $0.17 \text{ mg P l}^{-1}$ , eller markant højere end hvad der måles i vandløb i naturoplande ( $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ ) og også generelt højere end i tilløbene til danske sører ( $0.10-0.13 \text{ mg P l}^{-1}$ ) (Jensen et al., 1996).

Figur 3-4. Udvikling i den samlede tilførsel af fosfor og vand til fjordene.

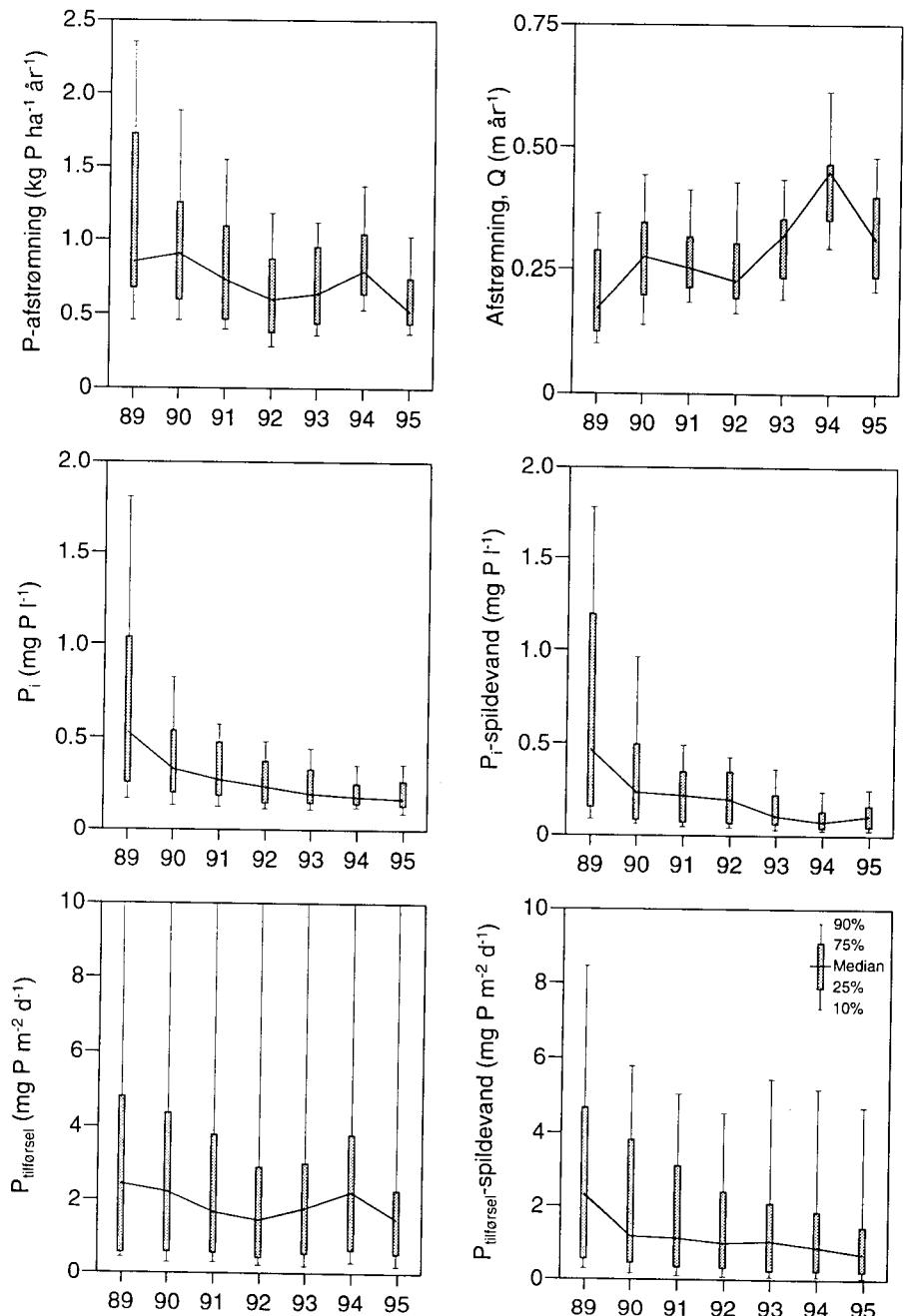
Vandtilførsel ( $Q$ ) er angivet i afstrømningshøjde pr. oplande (meter pr. år). Fosforafstrømningen ( $P_{afstromning}$ ) fra oplanden samt direkte spildevandsudledninger som kg P pr ha opland pr år.

De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor ( $P_i$ ) er beregnet som den samlede tilførsel med ferskvand og direkte udledninger divideret med ferskvandstilførslen.

Det samlede maksimale potentielle spildevandsbidrag til  $P_i$  ( $P_{i-spildevand}$ ) er beregnet som de samlede spildevandsudledninger i oplandene pr ferskvandstilførslen.

De arealspecifikke fosfortilførsel ( $P_{tilførsel}$ ) er beregnet som den samlede tilførsel med ferskvand og direkte spildevandsudledninger pr fjordareal.

Tilsvarende er det maksimale potentielle spildevandsbidrag til den samlede belastning med afbildet ( $P_{tilførsel-spildevand}$ ).



Tabel 3-3. Vand- og kvælstoftilførsel til fjordene (eksklusiv atmosfærisk deposition). N-afstrømningen fra oplande inkluderer direkte spildevandsudledninger. Det samme gør den arealspecifikke belastning og de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer til fjordene.

	år	fjord-år	gns	25%	median	75%
<b>Ferskvand</b> (meter år <sup>-1</sup> )	- 1983	31	0,33	0,27	0,31	0,39
	1984-88	84	0,32	0,24	0,30	0,38
	1989	47	0,19	0,12	0,16	0,26
	1990	47	0,28	0,19	0,27	0,34
	1991	47	0,27	0,2	0,25	0,31
	1992	47	0,26	0,18	0,22	0,30
	1993	47	0,31	0,21	0,32	0,35
	1994	47	0,42	0,34	0,44	0,46
	1995	47	0,33	0,25	0,32	0,40
<b>N-afstrømning</b> <b>Arealkoefficient</b> oplund+spildev. eks. deposition (kg N·ha <sup>-1</sup> ·år <sup>-1</sup> )	- 1983	31	28	23	26	33
	1984-88	84	24	18	24	29
	1989	47	16	11	15	21
	1990	47	25	21	25	30
	1991	47	23	18	23	26
	1992	47	24	19	23	28
	1993	47	29	22	29	34
	1994	47	33	28	33	37
	1995	47	22	18	21	25
<b>N-tilførsel</b> (mg N·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup> )	- 1983	31	1124	147	2115	2565
	1984-88	84	360	25	73	344
	1989	47	102	13	26	97
	1990	47	195	23	45	120
	1991	47	167	18	40	100
	1992	47	171	20	44	123
	1993	47	205	26	54	125
	1994	47	249	31	67	145
	1995	47	162	22	44	103
<b>Indløbs-</b> <b>koncentration</b> (vandførings- vægtet mg N·l <sup>-1</sup> )	- 1983	31	8,7	7,0	8,6	10,3
	1984-88	84	8,2	6,6	8,1	9,7
	1989	47	9,3	6,6	8,4	10,4
	1990	47	9,8	7,2	8,6	11,5
	1991	47	9,0	6,6	8,4	10,6
	1992	47	10,2	7,6	9,5	12,2
	1993	47	9,9	7,1	9,0	11,7
	1994	47	7,9	6,3	7,4	8,6
	1995	47	7,4	5,8	6,7	8,5

Tabel 3-4. Vand- og fosfortilførsel til fjordene (eksklusiv atmosfærisk deposition). P-afstrømningen fra oplande inkluderer direkte spildevandsudledninger. Det samme gør den arealspecifikke belastning og de vandføringsvægtede indløbskoncentrationer til fjordene. P-afstrømning fra de samlede spildevandsudledninger i oplandet er yderligere anført separat.

	år	fjordår	gns	25%	median	75%
<b>P-afstrømning</b>	- 1983	31	2,28	1,18	1,39	2,85
<b>Arealkoefficient</b>	1984-88	84	1,5	0,94	1,2	1,8
opland+spildevand	1989	47	1,21	0,68	0,84	1,72
(eksl. deposition)	1990	47	1,04	0,60	0,90	1,39
(kg P·ha <sup>-1</sup> ·år <sup>-1</sup> )	1991	47	0,87	0,46	0,73	1,09
	1992	47	0,71	0,37	0,60	0,87
	1993	47	0,75	0,44	0,66	0,95
	1994	47	0,91	0,64	0,81	1,03
	1995	47	0,61	0,44	0,51	0,74
<b>P-afstrømning</b>	- 1983	13	6,1	3,4	3,4	11,7
<b>Arealkoefficient</b>	1984-88	47	1,5	0,60	1,1	2,0
<b>spildevand</b>	1989	47	1,12	0,42	0,81	1,66
(eksl. deposition)	1990	47	0,81	0,33	0,72	1,14
(kg P·ha <sup>-1</sup> ·år <sup>-1</sup> )	1991	47	0,65	0,26	0,54	0,94
	1992	47	0,56	0,23	0,51	0,70
	1993	47	0,47	0,20	0,35	0,60
	1994	47	0,44	0,21	0,35	0,49
	1995	47	0,35	0,18	0,31	0,44
<b>P-tilførsel</b>	- 1983	31	59	4,6	43	120
(mg P·m <sup>-2</sup> ·dag <sup>-1</sup> )	1984-88	84	18	1,0	5	13
	1989	47	6,2	0,6	2,4	4,8
	1990	47	6,9	0,6	2,2	4,4
	1991	47	5,6	0,6	1,7	4,0
	1992	47	4,1	0,4	1,4	3,4
	1993	47	4,6	0,5	1,8	3,2
	1994	47	6,1	0,6	2,2	4,1
	1995	47	4,1	0,5	1,5	2,3
<b>Indløbs-</b>	- 1983	31	0,71	0,35	0,49	0,79
<b>konzentration</b>	1984-88	84	0,54	0,30	0,39	0,65
(vandførings-	1989	47	0,80	0,27	0,53	1,04
vægtet, mg P·l <sup>-1</sup> )	1990	47	0,44	0,20	0,33	0,54
	1991	47	0,36	0,19	0,27	0,49
	1992	47	0,31	0,15	0,24	0,37
	1993	47	0,27	0,15	0,21	0,33
	1994	47	0,22	0,14	0,18	0,25
	1995	47	0,21	0,13	0,17	0,27

### 3.3 Kilder til stoftilførslen

Den samlede kvæstof- og fosfortilførsel til fjordene udgøres af bidragene fra en række kilder næringsstofkilder: diffus tilførsel, spildevand fra dam- og havbrug, industrispildevand, spildevand fra rensningsanlæg, regnvandsbetingede overløb og den atmosfæriske deposition. Spildevandsudledningerne sker dels via vandløbene dels direkte til

fjordene. En del af stofudledningerne tilbageholdes i ferskvandsmiljøet og når således ikke de kystnære områder. Spildevand, der udledes langt opstrøms i en fjords afstrømningsoplund vil således ofte ikke have samme relative betydning som en tilsvarende spildevandsudledning direkte til fjorden.

#### *Stoftilbageholdelse i ferskvand*

Det har ikke været muligt at estimere denne stoftilbageholdelse for alle fjorde, hvorfor det er valgt generelt at illustrere kildeopdelingen til stoftilførslen uden hensyntagen til ferskvandsretention (*tabel 3-5 - 3-8*). Herved vil specielt det diffuse stofbidrag ofte kunne undervurderes, idet bidraget beregnes som difference mellem målt stoftransport i ferskvand og udledningerne fra de kendte spildevandskilder.

#### *Kilder til fosfortilførslen*

Med ovennævnte forbehold er det dog alligevel tydeligt, at spildevandsudledningernes betydning for den samlede fosfortilførsel er mindsket betydeligt siden 1989 (*tabel 3-5*), og at betydningen af den diffuse tilførsel har været stigende gennem perioden. Den atmosfæriske deposition udgør som gennemsnit kun en mindre del af den samlede fosfortilførsel (5%).

*Tabel 3-5.* Gennemsnitlig fordeling af kilder til fosfortilførslen til fjordne i 1989-95. I kildefordelingen er ikke taget højde for eventuelt stofretention, hvorfor det diffuse bidrags relative andel generelt er underestimeret. Stoftilførsel/udveksling med åben farvande er ikke indregnet.

P (1989-95)	89	90	91	92	93	94	95
Diffus	%	19	33	39	37	49	60
Regnvandsbetinget (ferskvand)	%	3	4	5	6	6	5
Dambrug (ferskvand)	%	4	4	4	3	3	2
Industri (ferskvand)	%	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Renseanlæg (ferskvand)	%	43	31	27	25	18	13
Direkte spildevandsudledning	%	27	23	22	22	18	15
Atmosfærisk deposition	%	4	4	4	5	4	5

#### *Betydningen af de enkelte kilder til fosfortilførslen varierer i 1995*

Betydningen af de forskellige kilder for fosfortilførslen til de enkelte fjorde varierer dog markant (*tabel 3-6*). I 1995 udgjorde bidraget fra de diffuse kilder mere end 59% til halvdelen af fjordene. For enkelte fjorde beregnes et diffust bidrag (min.: -7%), fordi der her har været en betydnende fosfortilbageholdelse i ferksvandsmiljøet (jf. tidligere bemærkninger herom).

*Tabel 3-6.* Relativ betydning af de enkelte kilder til fosfortilførslen til fjordene i 1995 (se bemærkninger til *tabel 3-5*).

P (1995)		Min	25%	Median	75%	Max
Diffus	%	-7	39	59	67	94
Regnvandsbetinget (ferskvand)	%	0	2	4	8	24
Dambrug (ferskvand)	%	0	0	0	1	19
Industri (ferskvand)	%	0	0	0	0	8
Renseanlæg (ferskvand)	%	0	6	13	27	64
Direkte spildevandsudledning	%	0	0	9	24	58
Atmosfærisk deposition	%	0	1	2	5	48

Selv om udledninger fra dambrug generelt er mindre betydnende kan 19% af fosfortilførslen til en enkelt fjord (Ringkøbing Fjord) tilskrives

udledningen herfra i 1995. Tilsvarende skønnes den atmosfæriske fosfordeposition at være betydende i Stavns Fjord (48% af tilførslen), og bidraget til Ebeltoft Vig er relativt stort (20%).

Punktkildebidraget er generelt af stor betydning i de sjællandske fjordområder, mens alle de fynske fjordområder i 1995 fik det største fosforbidrag fra den diffuse afstrømning (*Tabel 3-7, 3-8*). De jyske fjorde omfatter både områder, der har et stort punktkildebidrag og områder, hvor den diffuse belastning har den største betydning.

*Tabel 3-7.* Fjorde hvor den diffuse P-belastning udgør over 59% af den samlede P-belastning.

Vestjylland	Østjylland	Fyn	Sjælland
Nissum Fjord Ringkøbing Fjord	Limfjorden (hele Halkær Bredning Risgårde Bredning Lovns Bredning Skive Fjord) Mariager Fjord Norsminde Fjord Kolding Fjord Haderslev Fjord Flensborg Fjord Gennar Bugt Augustenborg Fjord	Odense Fjord Gamborg Fjord Bredningen Helnæs Bugt Sydfynske Øhav Nakkebølle Fjord Holckenhavn Fjord Kerteminde Fjord +Kertinge Nor	Guldborgsund Bredning Nakskov Fjord

*Tabel 3-8.* Fjorde hvor punktkilder (inklusiv regnvandsbetegede overløb) udgør over 26% af den samlede P-belastning. Fj = fjord, Br. = Bredning

Vestjylland	Østjylland	Fyn	Sjælland
Grådyb Tidevands- zone	Randers Fjord Århus Bugt Ebeltoft Vig Horsens Fjord Vejle Fjord Aabenraa Fjord		Isefjorden (Yderbredning Lammefjord Holbæk Fjord) Roskilde Fjord (nord og syd) Kalundborg Fjord Korsør Nor Holsteinsborg Karrebæk Fjord Dybsø Fjord Guldborgsund Stege Bugt Præstø Fjord

#### Kilder til kvælstoftilførslen 1989-95

Den diffuse kvælstoftilførsel udgør den langt største andel af kvælstoftilførslen til fjordene; 60 - 83% for perioden 1989-95 (*tabel 3-9*). Den relative betydning af spildevandsudledningerne af kvælstof er generelt ringe, men har dog været svagt faldende til 8% i gennemsnit i 1995.

Tabel 3-9. Gennemsnitlig fordeling af kilder til kvælstoftilførslen til fjordene 1989-95. I kildefordelingen er ikke taget højde for eventuelt stofretention, hvorfor det diffuse bidrags relative andel generelt er underestimeret. Stoftilførsel/udveksling med åben farvande er ikke indregnet.

N (1989-95)		89	90	91	92	93	94	95
Diffus	%	60	75	74	76	81	83	80
Regnvandsbetinget (ferskvand)	%	1	1	1	1	1	1	1
Dambrug (ferskvand)	%	1	1	1	1	1	1	1
Industri (ferskvand)	%	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Renseanlæg (ferskvand)	%	12	6	6	5	3	3	3
Direkte spildevandsudledning	%	10	6	6	5	5	3	3
Atmosfærisk deposition		15	11	12	12	10	98	11

#### Variation i den enkelte kvælstofkilders betydning i 1995

Den diffuse kvælstoftilførsel udgjorde i 1995 mindst 43% af den samlede tilførsel fra land, direkte udledninger og atmosfære (tabel 3-10). De mindste bidrag fandtes i Stavns Fjord (43%), Kalundborg Fjord (52%) og Ebeltoft Vig (54%).

Som for fosfortilførslen er atmosfærebidraget betydeligt for Stavns Fjord (56%) og Ebeltoft Vig (44%). Også i Risgårde Bredning og Det sydfynske Øhav er det relative bidrag af depositionen stort (31% i begge områder).

Tabel 3-10. Relativ betydning af de enkelte kilder til kvælstoftilførslen til fjordene i 1995 (se bemærkninger til tabel 3-5).

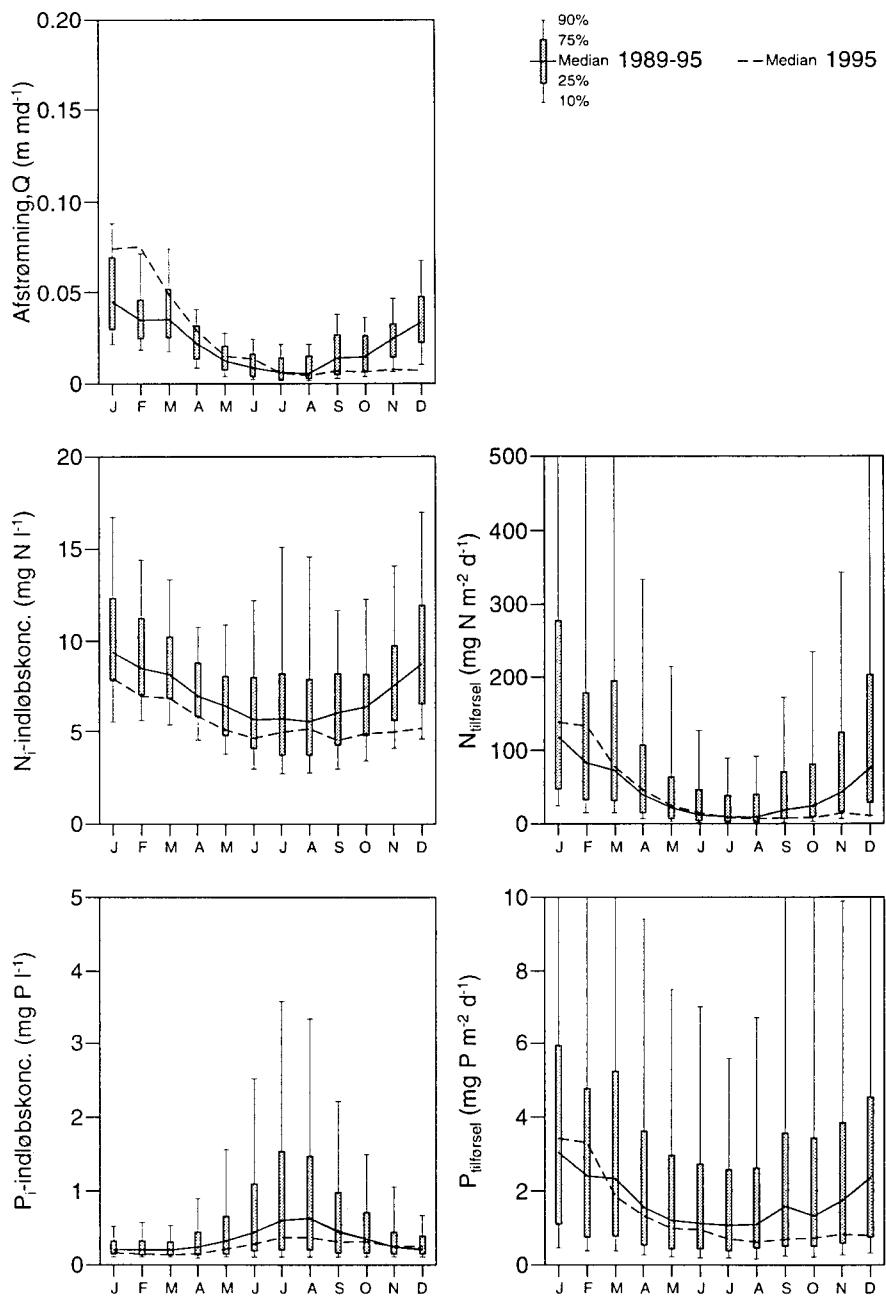
N (1995)		Min	25%	Median	75%	Max
Diffus	%	43	72	84	88	97
Regnvandsbetinget (ferskvand)	%	0	0	1	1	3
Dambrug (ferskvand)	%	0	0	0	0	7
Industri (ferskvand)	%	0	0	0	0	0
Renseanlæg (ferskvand)	%	0	1	3	5	14
Direkte spildevandsudledning	%	0	0	2	5	17
Atmosfærisk deposition	%	<1	3	8	17	56

## 3.4 Sæsonvariation i vand- og stoftilførsel

Variation i månedsafstrømning af vand, og tilførslen af fosfor og kvælstof til fjordene er vist i figur 3-5. Dels som den gennemsnitlige månedsfordeling for perioden 1989-95 og dels som medianværdien for 1995.

Det er tydeligt, at vandtilførslen i første halvår 1995 var større end normalt, mens den resten af året var meget mindre. Indløbskoncentrationen af kvælstof (median) var generelt lavere end i tidligere år. Dette kan skyldes, at den meget store vandafstrømning i første halvår i nogen grad fortyndede de dyrkningsbetingede tab og de lave koncentrationer i sidste halvår kan, i det mindste delvis, tilskrives, at ferskvandsafstrømningen i denne periode, i modsætning til tidligere år, i væsentlig grad var grundvandsfødt. Der var således en mindre overfladenær kvælstofafstrømning og dermed et mindre dyrkningsbetinget bidrag til kvælstofkoncentrationerne i vandløb.

Figur 3-5. Sæsonvariation i vand-, fosfor- og kvælstoftilførsel til Temafjordene. Gennemsnit for hele perioden 1989-95 samt median for 1995 (stiplet linie). Endvidere de tilsvarende vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor og kvælstof til fjordene. Der er medtaget direkte spildevandstilledninger i alle beregnede data.



Det er ikke på baggrund af resultater fra et afstrømningsmæssigt unormalt år muligt at vurdere om en del af det mindskede kvælstofniveau i vandløbene kan tilskrives en betydende generel reduktion i de dyrkningsbetingede kvælstoftab. Resultaterne fra Landovervågningsprogrammet tyder dog ikke på, at der er sket en betydende reduktion i dette tab i 1995 i forhold til tidligere år (Grant et al, 1996).

Fosfortilførslen var i 1995 ligesom kvælstoftilførslen høj i 1. kvartal. Resten af året var tilførslen (median) mindre end tidligere år. Specielt tydelig er den mindskede fosforkoncentration i det vand, der strømmer til fjordene om sommeren. Dette kan tilskrives en mindre udledning med spildevand. Koncentrationerne (median) var dog i 4. kvartal 1995 på niveau med tidligere år, hvilket kan forklares af den meget mindre ferskvandsafstrømning og dermed mindre fortynding af spildevandsudledningerne i denne periode.

## 4 Næringskoncentrationer

Ændringer i koncentrationer af næringsstofferne N og P i fjordsystemerne medfører ændringer i den biologiske struktur og stofomsætningen. Ved øget næringsrigdom - øget eutrofiering - favoriseres primærproducenter, der hurtigt kan optage næringssaltene, og den biologiske struktur forskydes mod større betydning af fytoplankton og/eller enårlige makroalger.

Fjordområdernes næringsrigdom er bestemt af balancen mellem tilførsel og fjernelse af næringsstoffer. Næringsstoffer tilføres fra land med ferskvandsafstrømningen, fra direkte udledninger (punktikilder), fra atmosfæren og fra andre vandområder. Derudover er der i mange fjorde opbygget en intern pulje i sedimentet, som også bidrager til stofomsætningen. Næringsstofferne fjernes ved denitrifikation i fjordbunden (N), ved "begravelse" i sedimentet (N og P) og ved udveksling med det tilstødende havområde. Den potentielle næringsrigdom i fjordområderne bestemmes således af størrelsen af tilførslerne, mens den aktuelle næringsrigdom i høj grad afhænger af opholdstiden - dvs. af hvor hurtigt de tilførte næringsstoffer fjernes fra systemet igen.

I det følgende gives en oversigt over næringsstofkoncentrationen i danske fjorde på grundlag af data indsamlet af amterne i 48 fjordområder. Dernæst analyseres datamaterialet for sammenhænge mellem belastningens størrelse og koncentration af næringsstoffer og på basis af den tidslige udvikling i belastningen og næringsskoncentrationerne vurderes den fremtidige udvikling i fjordenes produktionsforhold.

### 4.1 Hvor stor er næringsrigdommen i danske fjorde?

*Figur 4-1 viser gennemsnittet af de tidsvægtede vinter- og sommermiddelværdier i perioden 1989-1994. Den største næringsrigdom ses i Holckenhavn Fjord og i Bredningen i Lillebælt; begge fjordområder har høje koncentrationer af fosfor og specielt kvælstof både sommer og vinter. I de dybe områder Århus Bugt og Kalundborg Fjord, hvor vandudveksling med Kattegat er stor, er koncentrationen af næringsstoffer lav. Næringsstofferne findes i de næringsrige områder både sommer og vinter for en stor del på uorganisk form, mens de i områderne med mindre næringsrigdom hovedsageligt er bundet i det organiske materiale om sommeren. Generelt er næringssstofniveauerne højest og varierer mest i de lavvandede og middeldybe fjorde (figur 4-2).*

*Figur 4-1.* Næringsrigdommen i danske fjorde udtrykt som gennemsnittet af tidsvægtede middelværdier for vinterperioderne (1.12 - 28.2) og sommerperioderne (1.5 - 30.9) i 1989 - 1994. I fjorde med flere vandkemistationer er taget gennemsnit af middelværdierne for hver station.

Fig 4-1A: total kvælstof (TN).

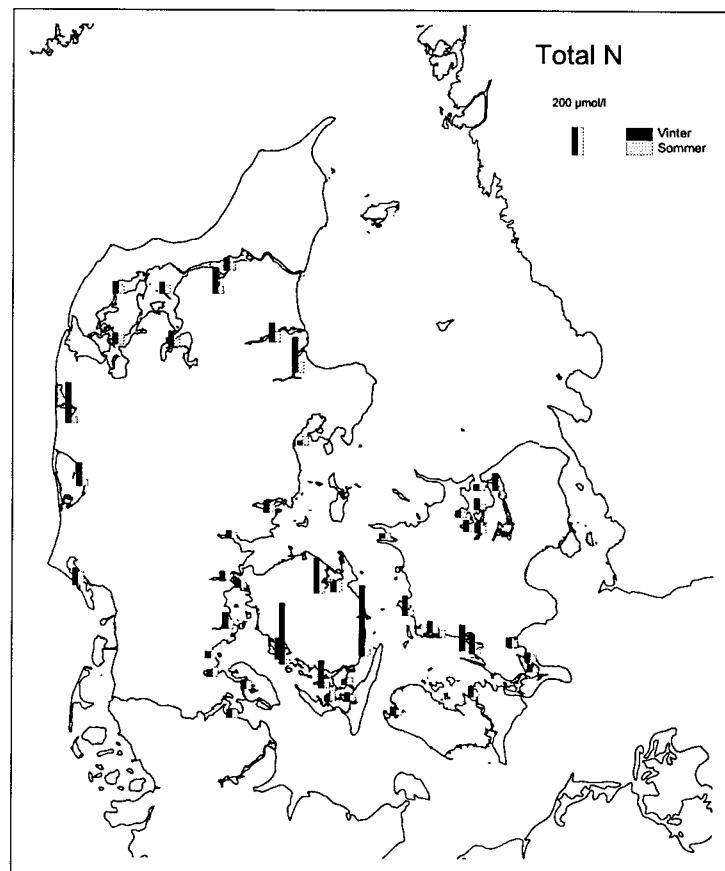
Fig 4-1B: uorganisk kvælstof (UN).

Fig 4-1C: total fosfor (TP).

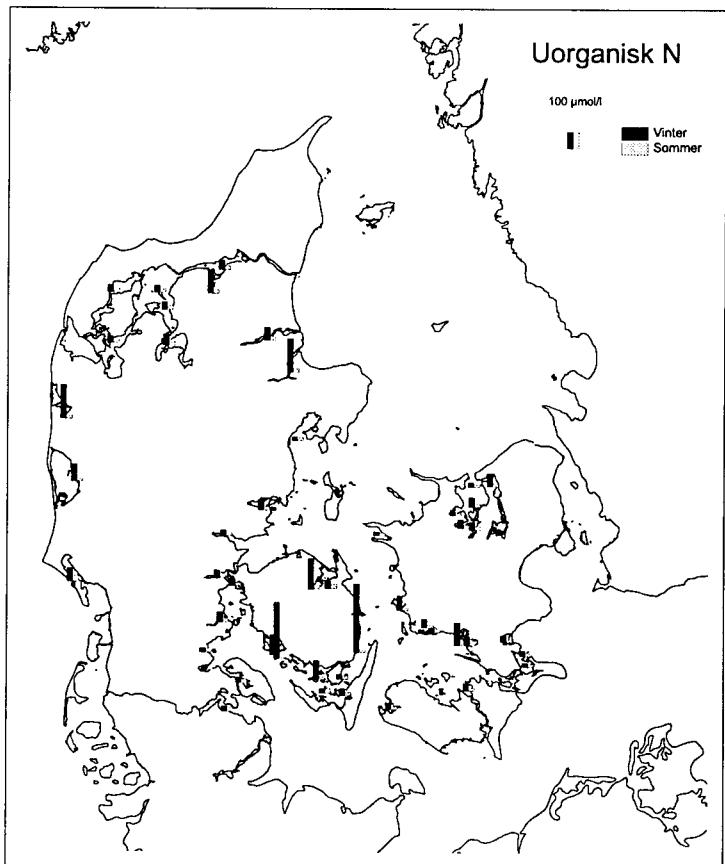
Fig. 4-1D: uorganisk fosfor (UP).

Fig. 4-1E: Silikat.

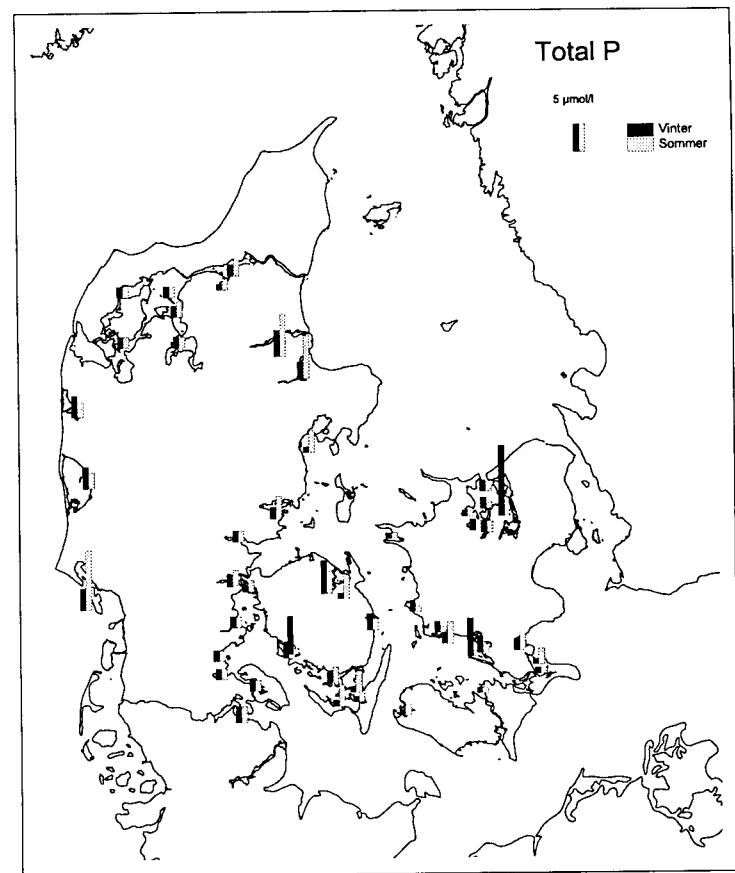
*Figur 4-1A*



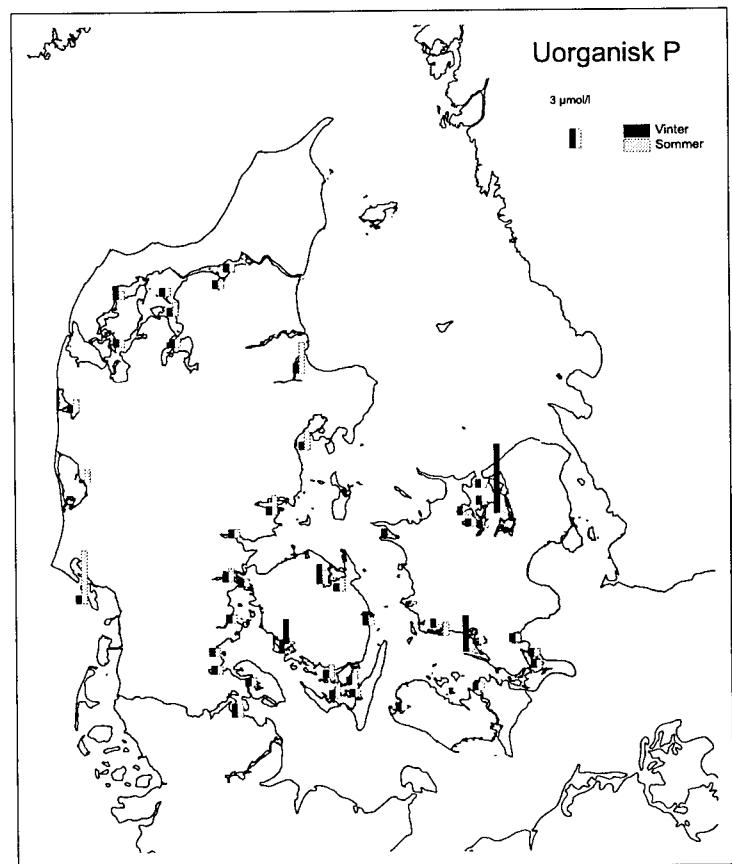
*Fig. 4-1B*



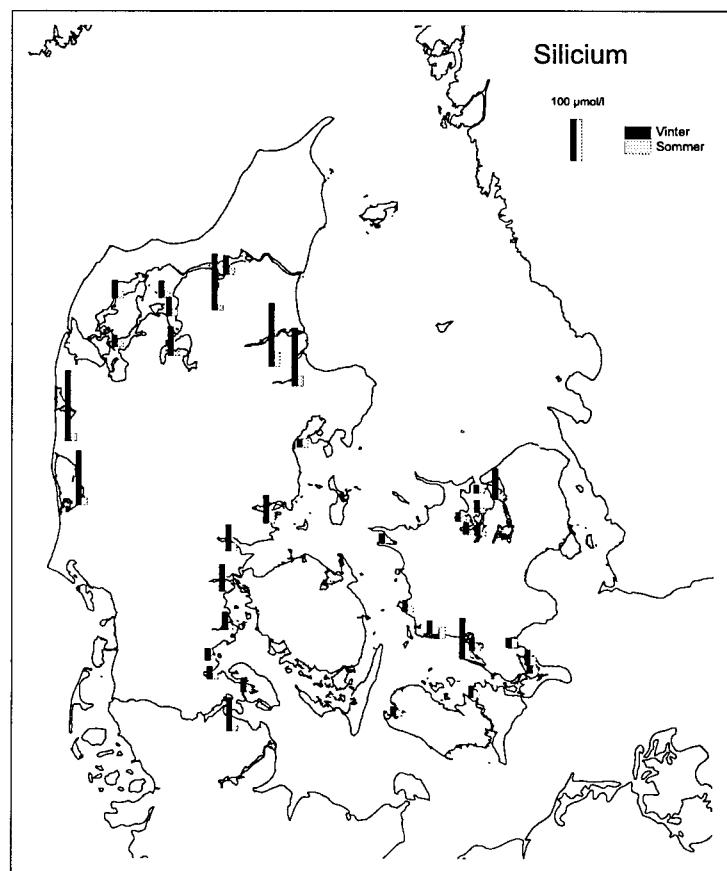
*Fig. 4-1C*

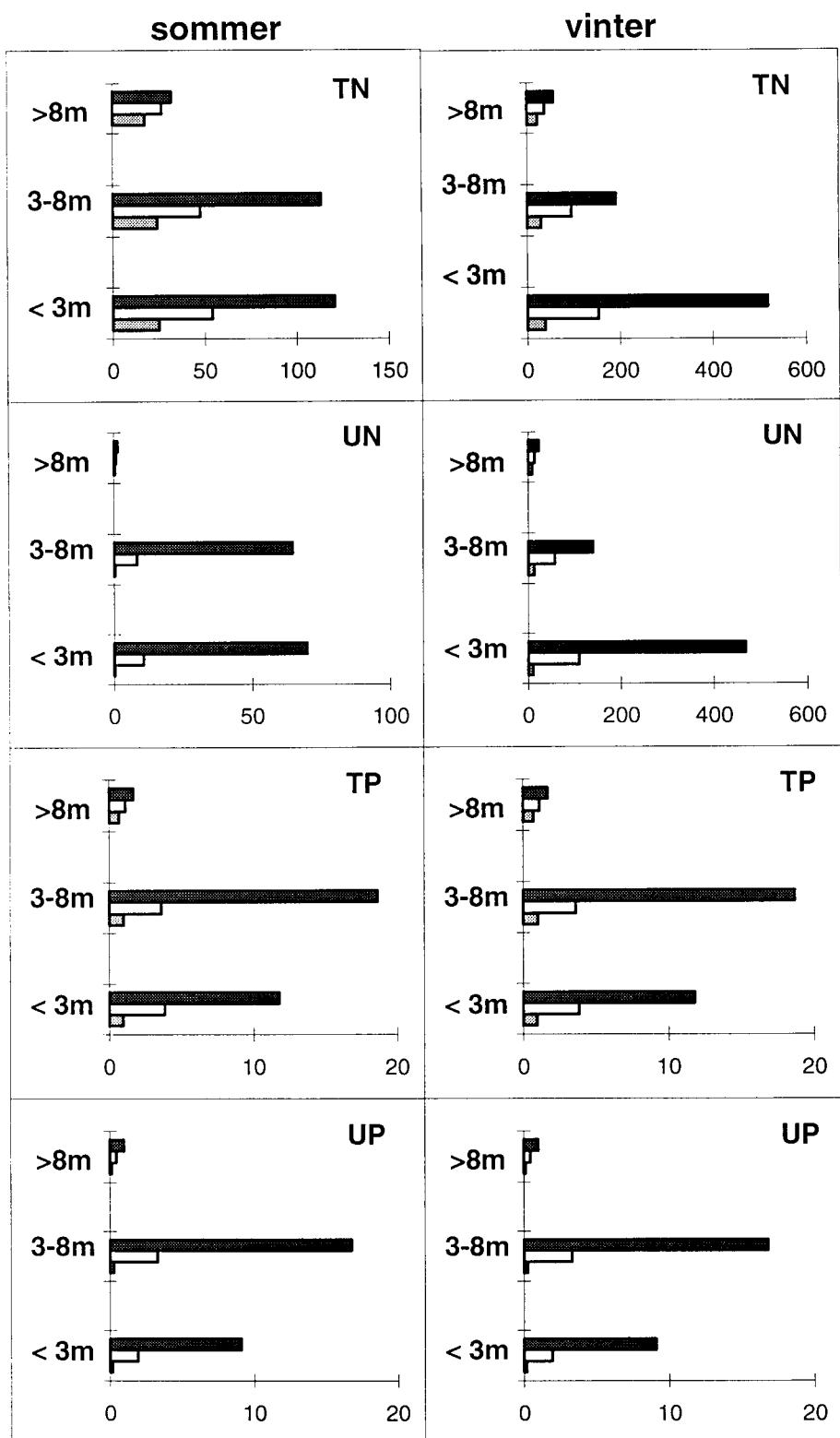


*Fig 4-1D*



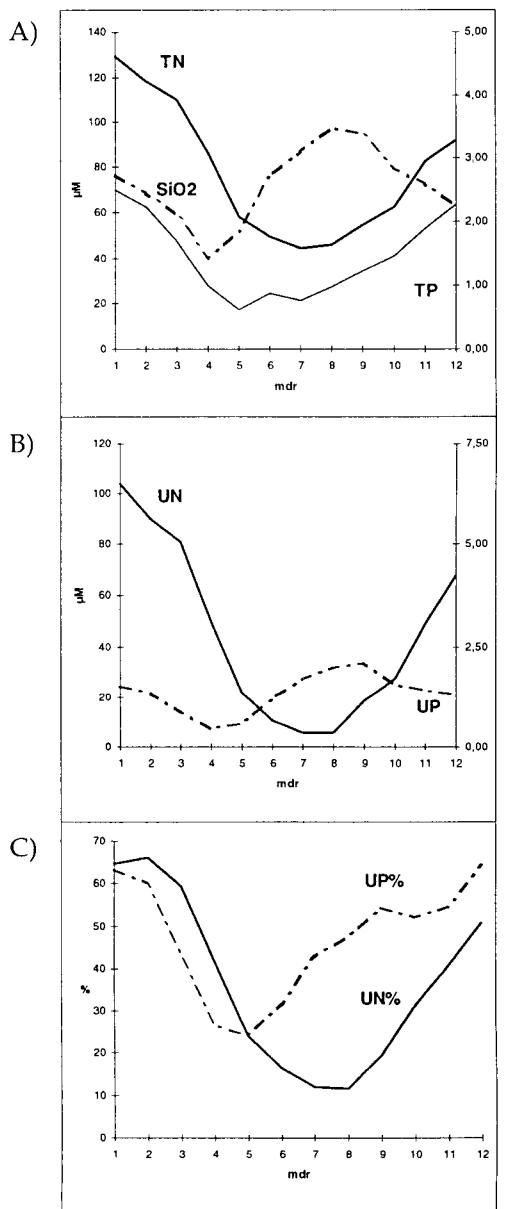
*Fig. 4-1E*





Figur 4-2. Vinter- og sommerkoncentrationer af næringsstoffer (total og uorganiske) i lavvandede, middeldybe og dybe fjordområder. Søjlerækkefølge fra øverst: maksimum, middel og minimum af gennemsnitlige tidsvægtede værdier for perioden 1989-1994.

Koncentrationen af næringsstoffer viser en udpræget årsvariation. I figur 4-3 er sæsonvariationen illustreret ved gennemsnit af målinger i 33 fjorde. I de enkelte fjorde vil der selvsagt være afvigelser fra det generelle mønster som figuren giver, og der vil være år-til-år variatiorer i koncentrationsniveauerne. Koncentrationene af kvælstof og fosfor er høj i vinterperioden (4-3A), hvor afstrømningen er stor. På denne årstid udgør de uorganiske forbindelser en stor andel, fordi den biologiske aktivitet er lav (figur 4-3C). I løbet af foråret og sommeren falder koncentrationen dels på grund af mindre tilførsler (se kapitel 3) dels fordi en del af næringsstofferne optages og bindes i bællevende planter og dyr. Koncentrationen af uorganisk fosfor er kun lav i en kort periode i april-maj (figur 4-3C), hvorefter tilførslen igen overstiger forbruget og koncentrationerne stiger. Tilførslen skyldes øget remineralisering af uorganisk fosfor og frigivelse fra fjordbunden. De øgede tilførsler udnyttes ikke, fordi mængden af tilgængeligt kvælstof og/eller lys begrænser primærproduktionen. For kvælstof sker der derfor ikke en tilsvarende øgning i koncentrationen (figur 4-3B).



Figur 4-3. Sæsonvariation i næringsstofkoncentrationer i fjordene. Gennemsnitsværdier af A) total kvælstof (TN), silikat ( $\text{SiO}_2$ ), total fosfor (TP); B) uorganisk kvælstof (UN), og uorganisk fosfor (UP) i 33 danske fjorde i 1989-1994. Den højre y-akse viser fosforkoncentrationerne og den venstre kvælstof- og silikatkonzentrationerne. C) angiver den relative andel af uorganiske næringsstoffer. Data er midler for fjord og måned. Hvert fjordområde optræder derfor med samme vægt.

## 4.2 Sammenhæng mellem næringsrigdom og belastning

Den landbaserede belastning, dvs. næringsstoftilførslen via ferskvand og direkte punktkilder, anses normalt for at være den væsentligste kilde til næringsrigdommen i fjordområderne. For at kvantificere dette nærmere har vi analyseret for sammenhænge mellem størrelsen af den landbaserede belastning og koncentrationerne af næringsstoffer i fjordene.

### Datagrundlag

Sammenhængen er analyseret ved korrelationanalyser (lineær regression) af kvælstof- og fosforkoncentrationerne (total og uorganisk) i overfladevandet og fjordenes landbaserede belastning opgjort pr. fjordvolumen. Data er logtransformerede for at sikre normalfordelte data. Da kvælstof- og fosfortilførslerne er opgjort på månedsbasis er der for at opnå sammenlignelige tidsskalaer beregnet månedsgennemsnit af næringsstofkoncentrationerne. Da fjordene så at sige vil huske tidligere kvælstof- og fosforbelastning, er næringsstoftilførslerne opgjort som summen af tilførslen 2 måneder inden samt halvdelen af tilførslen i den givne måned. Denne hukommelse er brugt i mangel af præcise oplysninger om sande hydrauliske opholdstider for hovedparten af fjordene. For 10 af fjordene varierer opholdstiden mellem 4 og 177 dage (se *tabel 4-1*). Den anvendte hukommelse på 2½ måned antages at repræsentere et middeltal for opholdstiden i de 42 fjorde. Efter kvalitetssikring af data er analyserne gennemført på data fra 42 fjorde omfattende 1386 datasæt.

### Kvælstofbelastningen afspejles i koncentrationen i fjordene

Analysen viser, at N-belastningen kan forklare en stor del af variationen i kvælstofkoncentrationerne, mens P-belastningen i mindre grad forklarer variationen i fosforkoncentrationerne (*tabel 4-1*). Den store interkorrelation mellem N- og P-belastningen vanskeliggør adskillelsen af N- og P-belastningen, og både N- og P-belastningen har højere korrelationskoefficenter til N- end til P-koncentrationerne. Generelt viser analyserne, at P-koncentrationerne i højere grad end N-koncentrationerne påvirkes af andre faktorer end den eksterne landbaserede belastning.

*Tabel 4-1.* Korrelationsanalyse for sammenhæng mellem landbaseret belastning og næringsstofkoncentrationer baseret på data fra 42 danske fjorde (se tekst for beregning af belastning og koncentrationer). Alle sammenhænge er signifikante på  $p < 0.001$ -niveau. Korrelationskoefficienten mellem N- og P-belastning er 0.95.

	Total N	Total P	Uorganisk N	PO <sub>4</sub>
N-belastning	0.70	0.49	0.60	0.26
P-belastning	0.62	0.55	0.50	0.35
Total N	1.00	0.57	0.80	0.27
Total P	0.57	1.00	0.39	0.72

Et forhold, der vil have væsentlig indflydelse på fosforkoncentrationerne, er som tidligere nævnt frigivelse af fosfor fra de interne puljer i fjordbunden. Når man undersøger for sammenhænge mellem koncentrationer og belastning månedsvis, er korrelation for fosfor imid-

lertid bedst i sommermånedene juni og juli (for de lavvandede fjorde juni-august), hvor indflydelsen af den interne belastning er størst (*tabel 4-2*). For kvælstof findes som forventet den dårligste korrelation om sommeren, hvor de biologiske processer har stor regulerende betydning (se kapitel 6 og 9).

Generelt er der på årsbasis en bedre sammenhæng mellem total-N og uorganisk N ( $r^2=0.64$ ,  $p>0.0001$ ) end mellem total-P og PO<sub>4</sub> ( $r^2=0.52$ ,  $p>0.0001$ ). Månedsvise er der den bedste sammenhæng mellem total-N og uorganisk N om vinteren og den svageste om sommeren, mens det er omvendt for total-P og PO<sub>4</sub> (*tabel 4-2*).

*Tabel 4-2.* Månedsvise korrelationsanalyse for sammenhæng mellem landbareset belastning og næringsstofkoncentrationer baseret på data fra 42 danske fjorde. Se tekst for beregning af belastning og koncentrationer. Kun signifikante sammenhænge er vist ( $p<0.001$ ). Korrelationen mellem N- og P-belastning er 0.93-0.98.

	Total N	Total P	Uorganisk N	PO <sub>4</sub>
<b>februar:</b>				
N-belastning	0.79	0.51	0.78	0.30
P-belastning	0.78	0.58	0.77	0.38
Total N	0.69	0.69	0.99	0.26
Total P	1	1	0.69	0.52
<b>juli:</b>				
N-belastning	0.66	0.69	0.30	0.47
P-belastning	0.54	0.70	0.27	0.54
Total N	1	0.78	0.46	0.44
Total P	0.78	1	0.27	0.86
<b>august:</b>				
N-belastning	0.50	0.46	0.22	0.62
P-belastning	0.37	0.53	0.18	0.62
Total N	1	0.44	0.44	0.70
Total P	0.70	0.88	0.36	1

Sammenhængen mellem belastning og næringsstofkoncentration er bedst for lavvandede fjorde. I de dybere fjordområder er der ingen signifikant sammenhæng mellem P-belastning og -koncentration og sammenhængen mellem N-belastning og -koncentration er svag (*tabel 4-3*). Dette kan dog ikke udlægges som, at belastningen ingen betydning har for koncentrationerne, og en væsentlig årsag til den manglende korrelation er en begrænset variation i belastningsniveauet imellem de dybere fjordområder.

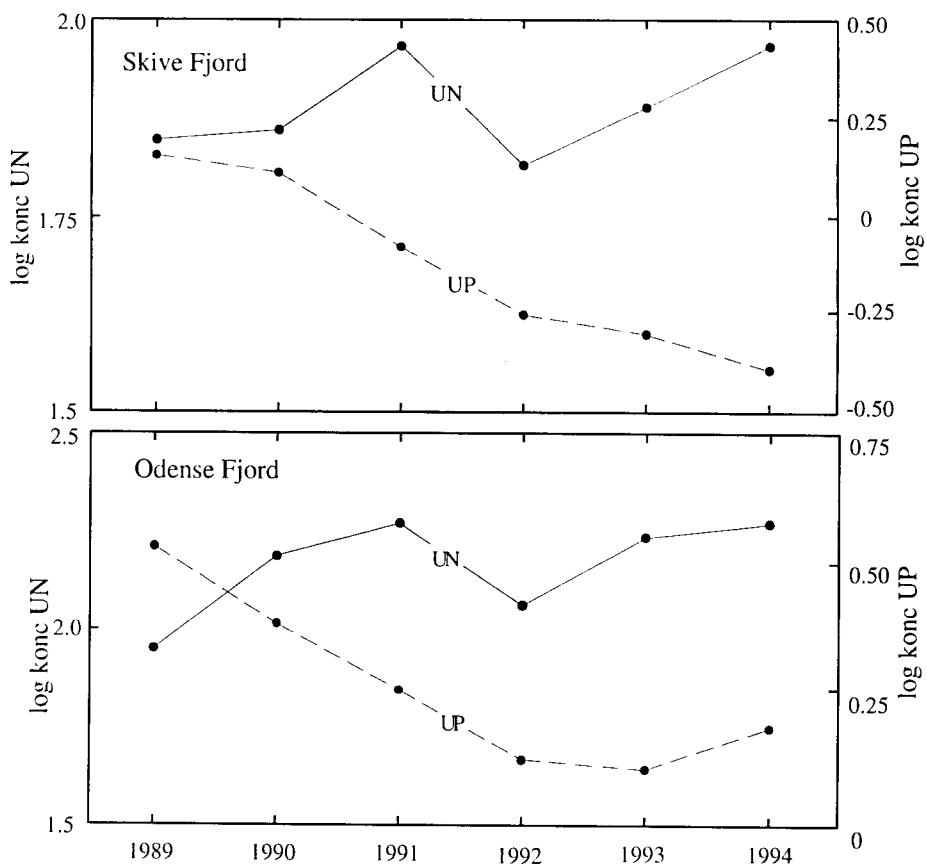
Tabel 4-3. Korrelationsanalyse for sammenhæng mellem landbaseret belastning og næringsstofkoncentrationer baseret på data fra 42 danske fjorde inddelt efter middeldybde. Se tekst for beregning af belastning og koncentrationer. Kun signifikante sammenhæng er vist ( $p<0.001$ ). Korrelationen mellem N- og P-belastning er 0.95. De angivne dybder er middeldybder.

	Total N	Total P	Uorganisk N	PO <sub>4</sub>
<b>dybde &lt;3 m:</b>				
N-belastning	0.71	0.48	0.71	0.42
P-belastning	0.59	0.56	0.62	0.61
Total N	1	0.52	0.80	0.15
Total P	0.52	1	0.35	0.59
<b>dybde 3-8 m:</b>				
N-belastning	0.34		0.43	
P-belastning	0.12		0.20	
Total N	1		0.83	
Total P	0.30		0.16	
<b>dybde &gt;8m</b>				
N-belastning	0.22		0.28	
P-belastning	0.10		0.11	
Total N	1		0.78	
Total P	0.43		0.41	

### 4.3 Udvikling i næringssaltkoncentrationer

Fosforkoncentrationen er faldet i mange fjordområder (*figur 4-4*). Sammenlignet med målinger fra starten af Vandmiljøplanen, var fosforkoncentrationerne i 1995 lave i hovedparten af fjordområderne. Statistiske analyser (lineær regression) for perioden (1987)1989-1995 viser, at der er sket et signifikant fald i vinterkoncentrationerne af total P og uorganisk P i 62% af 46 fjordområder, og at sommerkoncentrationen af uorganisk P er reduceret signifikant i 59% af fjordene. Reduktionerne i fosforbelastningen har således haft en markant effekt på fosforkoncentrationerne i fjordområder.

I overensstemmelse med, at der ikke er sket en monoton udvikling i kvælstofbelastningen, er der ikke påvist generelle udviklingstrender for kvælstofkoncentrationerne i fjordområderne (se *figur 4-4*). Kvælstofniveauerne i 1995 lå inden for variationen for perioden 1989-1994. I en række områder var koncentrationerne i slutningen af året (oktober-december) lavere end normalt for årstiden. Dette gjaldt bl.a. fjordområderne i Storstrøms Amt, Det sydfynske Øhav, Svenborg Sund, Kertinge Nor samt Horsens, Vejle og Haderslev Fjord.



Figur 4-4. Vinterkoncentration (december-marts) af uorganisk N (UN) og PO<sub>4</sub> (UP) i Skive Fjord og Odense Fjord.

#### 4.4 Næringssaltbegrænsning

Lave koncentrationer af næringssalte er i overvågningsprogrammet brugt som indikatorer på potentiel begrænsning af primærproduktionen. Fytoplanktonets produktion er primært reguleret af tilgængeligheden af næringssalte og lys, og for at vurdere om et næringssalt er begrænsende er det nødvendigt at kende tilgængeligheden og ikke kun koncentrationen. I mange tilfælde vil fytoplankton kunne oprettholde en høj produktion ved lave næringssaltkoncentrationer fordi tilførslen fra land og via mineralisering balancerer med forbruget. Specielt er det vanskeligt at vurdere muligheden af fosforbegrænsning, da fosfor mineraliseres meget hurtigt både i fjordvandet og -bunden.

Omvendt er det udelukket, at der optræder næringssaltbegrænsning i perioder, hvor koncentrationerne er høje. Potentiel næringsbegrænsning vil kun optræde, når koncentrationerne er lave. Bruges koncentrationerne af uorganiske næringssalte som udgangspunkt vil de kritiske perioder med hensyn til fosfortilgængelighed være april-maj og for kvælstoftilgængelighed juli-august med lokale variationer i den nøjagtige placering af de kritiske perioder (se figur 4-3). En månedsvis analyse af udviklingen i næringssaltkoncentrationer fra 1989-1994 viser, at faldet i fosforkoncentrationerne hovedsageligt ligger i april-juni og september-november. Samtidigt er fosforkoncentration-

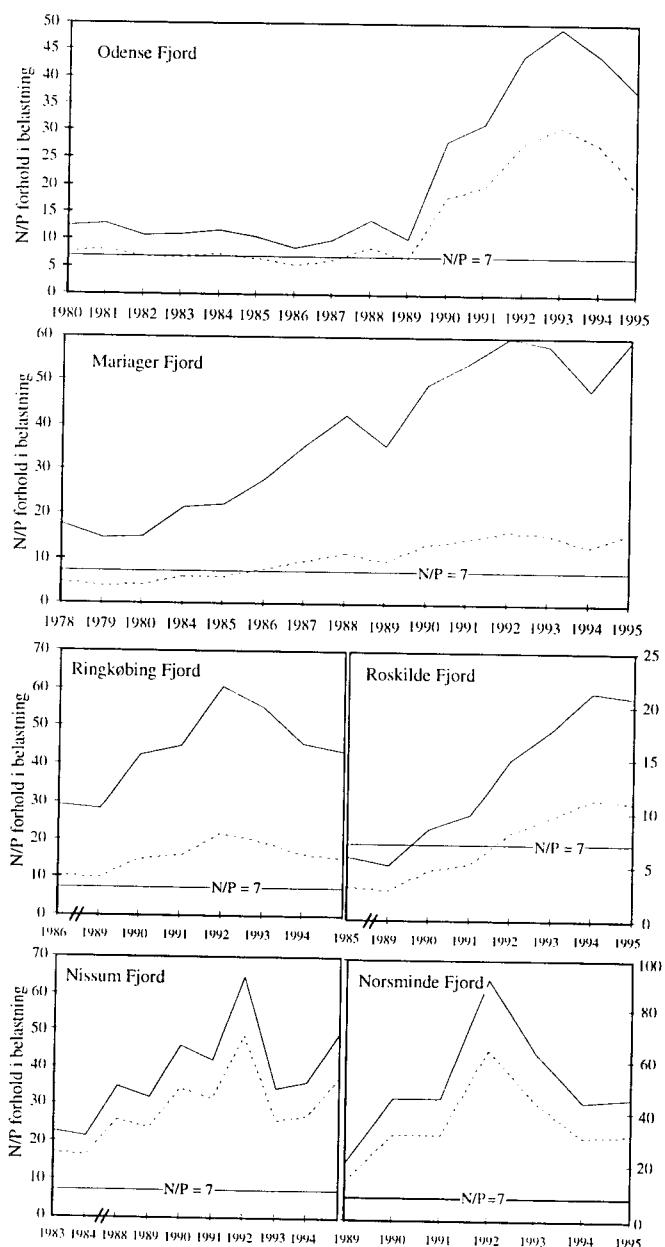
erne i nogle områder meget lave i forsommeren, og der foreligger derfor en potentiel mulighed for at fosfortilgængeligheden i disse områder begrænser plantoplanktonproduktionen i forsommeren.

Tabel 4-4.

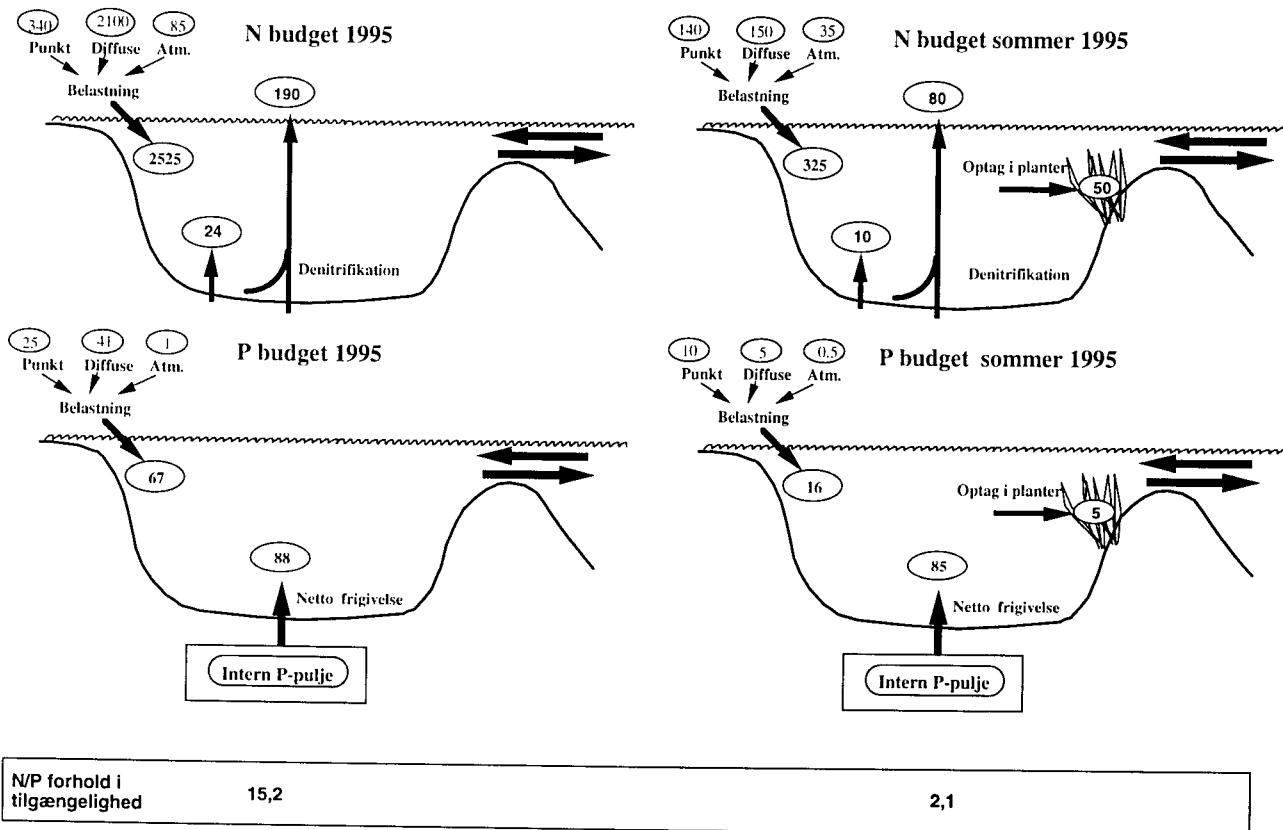
<b>A:</b> <b>Inddeling af fjordområder efter N/P forholdet i de eksterne tilførsler. Middel for 1994-1995</b>		<b>B:</b> <b>Inddeling af fjordområder efter re- lativ ændring i N/P forholdet i de eksterne tilførsler. Udregnet som: N/P belastning (94-95)/N/P belast- ning (89-90)</b>	
20-30	Roskilde Fjord Aabenraa Fjord Haderslev Fjord Guldborgsund Guldborgsund Bredning Vejle Fjord Århus Bugt Skive Fjord Flensborg Fjord Gennar Fjord	>3	Dybsø Fjord Holbæk Fjord Stege Bugt Roskilde Fjord Korsør Nor Isefjord Yderbredning
30-40	Augustenborg Fjord Randers Fjord Holsteinborg Nor Kolding Fjord Karrebæk Fjord Korsør Nor	2-3	Lammefjord Yderbredning Det Sydfynske Øhav Aabenraa Fjord Karrebæk Fjord Århus Bugt Bredningen Odense Fjord Guldborgsund
40-50	Bredningen Odense Fjord Grådyb Tidevandszone Nissum Fjord Limfjorden Isefjord Yderbredning Præstø Fjord Kalundborg Fjord Ringkøbing Fjord Norsminde Fjord Holbæk Fjord	1,5-2	Randers Fjord Helnæs Bugt Vejle Fjord Haderslev Fjord Kerteminde Fjord/Kertinge Nor Nakskov Fjord Præstø Fjord Grådyb Tidevandszone Nakkebølle Fjord
50-60	Halkær Bredning Horsens Fjord Det Sydfynske Øhav Nakskov Fjord Holckenhavn Fjord Helnæs Bugt Mariager Fjord Gamborg Fjord Nakkebølle Fjord Lovns Bredning	1-1,5	Horsens Fjord Limfjorden Kalundborg fjord Risgårde Bredning Augustenborg Fjord Norsminde Fjord Gamborg Fjord Mariager Fjord Ringkøbing Fjord Gennar Fjord Guldborgsund Bredning Kolding Fjord Holsteinborg Nor Nissum Fjord Flensborg Fjord Skive Fjord Holckenhavn Fjord
>60	Lammefjord Risgårde Bredning Yderbredning Kerteminde Fjord/Kertinge Nor Stege Bugt Dybsø Fjord	<1	Halkær Bredning Lovns Bredning

Forholdet mellem kvælstof og fosfor i planktonalger er ca 7:1 (vægt/vægt) og større afvigelser fra dette forhold i tilgængeligheden af næringsstofferne kan give oplysning om hvilket af næringssaltene, der er mest begrænsende for produktionen. Tilgængeligheden af næringsstofferne i fjordene vil overordnet være bestemt af de ekssterne tilførsler (fra land, atmosfære, tilstødende havområde), samt størrelsen af de interne tab og kilder i fjordene (denitrifikation, begravelse og frigivelse fra sedimentet). Forholdet mellem N og P i de atmosfæriske og landbaserede tilførsler i 1994/95 varierede mellem 21 (Roskilde Fjord) og 110 (Dybsø Fjord), og vurderet alene på basis dette burde produktionen i alle danske fjorde potentielt være fosfor-begrænset (tabel 3a). For alle fjorde undtagen to er N/P-forholdet i tilførslerne steget i perioden 89/90 til 94/95, primært som følge af reducerede tilførsler af fosfor (tabel 3b). For hovedparten af fjordene er stigningen i N/P-forholdet sket efter 1989 (se figur 4-5).

*Figur 4-5.* Tidslig variation i N/P-belastningsforholdet (fuldt optrukket), og N/P forhold korrigert for interne kilder og tab i fjordene (stipuleret linie). Vandret linje N/P=7 angiver det karakteristiske N/P forhold i alger.



I fjordene sker der både tab og interne tilførsler, som kan påvirke tilgængeligheden af næringsstofferne, og i de åbne fjorde og kystvande vil udveksling med de tilgrænsende havområder ligeledes kunne ændre den relative tilgængelighed af kvælstof og fosfor. Størrelsen af de interne kilder og dræn er opgjort for en række fjorde ved massebalancer baseret på vandskiftemodelle og beregnede stoftransporter (se kapitel 9). Massebalancerne for de enkelte fjorde baserer sig på ét-til-flere års undersøgelser indenfor perioden 1985-1995, og repræsentativiteten vil derfor variere mellem fjordene. I figur 4-5 er vist det tidslige forløb i N/P-belastringsforholdet korrigerede for tab og kilder (se tabel 9-1) i 6 fjorde. I alle tilfælde var det korrigerede N/P-belastringsforhold lavere end det ukorrigerede, enten som følge af et større tab af N sammenlignet med P (Roskilde Fjord), eller som følge P-frigivelse fra sedimenterne. I alle fjorde skete der en øgning i det beregnede N/P-forhold efter 1989, og i flere fjorde (Odense, Nissum og Norsminde Fjord) oversteg N/P-forholdet det karakteristiske 7:1-forhold i algerne, hvilket tilsyneladende peger på, at fosfor i kortere eller længere perioder kan være begrænsende for produktionen.



Figur 4-6. Betydning af externe og interne kilder samt tabsprocesser for kvælstof og fosfor i Odense Fjord i 1995, opgjort dels på årsbasis og dels for sommerperioden (maj-september).

En betydelig årstidsvariationen i de interne og eksterne næringssalt-kilder sammenholdt med den sæsonmæssige variation i planternes vækst betyder dog, at produktionen i hovedparten af fjordene fortsat er kvælstofbegrænset om sommeren. Den eksterne tilførsel af kvæl-

stof sker hovedsagelig om vinteren, hvor vandskiftet er højt og den biologiske aktivitet i fjordene er lav. En betydelig del af det tilførte kvælstof vil derfor forlade fjordene med vandudvekslingen eller tabes ved denitrifikation, inden den biologiske produktion starter. Om vinteren er fjordenes sediment normalt veliltet og afhængig af sedimenternes jernindhold vil en større eller mindre del af det tilførte fosfor tilbageholdes i fjordene ved sorption i sedimentet (Klump & Martens 1981). Om sommeren vil der ske et fortsat tab ved denitrifikation (koblet nitrifikation-denitrifikation), mens en del af sedimentets fosforindhold vil blive frigivet pga forringede iltforhold i sedimentet. Derfor kan forholdet mellem tilgængeligheden af N og P nå meget lave værdier (ca. 2) som det er beregnet for Odense Fjord i 1995 (*figur 4-6*), og da koncentrationen af uorganisk kvælstof samtidig var lav taler alt for, at produktionen var kvælstofbegrænset.

Det er vanskeligt at extrapolere til de øvrige fjorde, især fordi vi ikke kender størrelsen af den interne belastning med fosfor og tidsforløbet for udtømning af fosforpuljerne. Det synes dog klart, at udviklingen i mange fjorde går mod højere N/P-forhold i tilgængeligheden, og at vi i fremtiden vil se stadig flere fjorde blive P-begrænsede i en større del af året.

## 5 Fytoplankton

Fytoplankton udgør et vigtig element i fjordøkosystemerne, og variationer i fytoplanktonets mængde og sammensætning har afgørende indflydelse på den biologiske struktur i fjordene, og dermed også på den rekreative og æstetiske værdi af fjordområderne. Høje fytoplanktonbiomasser nedsætter vandets gennemsigtighed og reducerer dermed den mængde lys, der når ned til bundlevende planter som ålegræs og makroalger. I mange fjordområder har dette medført, at udbredelsen af ålegræs er mindsket betydeligt (kapitel 6). Effekten af høje fytoplanktonforekomster forstærkes, fordi bundsedimentet ikke længere beskyttes af bundvegetationen og derfor let hvirvles op og bidrager til den skyggende effekt.

Umiddelbart har en øget fytoplanktonproduktion en positiv effekt på de dyr, som græsser på algerne (kapitel 8), og moderat eutrofiering vil alt andet lige føre til en øget produktion af bunddyr og fisk. Men fytoplanktonopblomstringer øger samtidig iltforbruget ved bunden, og i de dybere fjorde ( $> 5$  m) kan der opstå iltsvind med negative effekter på bunddyr og fisk. Med øget eutrofiering forskydes balancen fra en positiv til en negativ effekt.

### Opblomstringer

Opblomstringer af fytoplankton ses hvert år i danske fjorde. I forårsmånederne, når lysintensiteten stiger og opblandingen af vandmasserne mindskes, udnytter især kiselalger de næringssalte, der er tilført med ferskvandsafstrømningen gennem vinteren og det tidlige forår. Senere på sæsonen, når temperaturen stiger, øges den pelagiske og i lavvandede områder også den bentiske græsning, men da væksthastigheden af fytoplanktonet er høj, kan der ved kortere- eller længerevarende reduktioner i græsningstrykket hurtigt opbygges høje algebiomasser. I modsætning hertil er fytoplanktonbiomassen i de dybere åbne havområder lav gennem sommeren og den tidslige variation betydeligt mindre end i fjordene. Afhængigt af de fysiske, kemiske og biologiske forhold i fjordene svinger biomassen gennem sommeren og efteråret med varierende frekvens og amplitude. Typisk dannes der flere opblomstringer med høje biomasser i løbet af sommeren. Under særlige forhold kan biomasserne blive så høje at vandet farves brunt eller grønt, og der dannes de såkaldte "red tides".

### Toksinproducerende fytoplankton

Negative effekter af fytoplankton opstår ikke kun som følge af høje biomasser, men også fordi nogle arter producerer giftstoffer. Giftstofferne påvirker de andre planktonorganismer og nogle toksintyper akkumuleres i muslinger. Hvert år bliver fjordområder helt eller delvist lukket for muslingefiskeri på grund af farene for algegiftstoffer i muslingerne. De mest udbredte giftproducerende alger i danske fjorde er arter af dinoflagellatslægterne *Dinophysis*, der producerer DSP (diarré-fremkaldende toksiner), og *Alexandrium*, der producerer de mere toksiske PSP-toksiner (paralyse-fremkaldende toksiner). Arterne behøver ikke findes i stort antal for at give toksiske effekter. For de to slægter er grænseværdien for skærpet overvågning af toksinforekomst i muslinger 500 celler pr. liter.

I 1988 og 1992 dannede potentelt toksiske arter af slægterne *Chrysochromulina* (1988 og 1992) og *Pseudonitzschia* (1992) store opblomstringer i mange østjyske fjordområder. I forbindelse med forekomsten af *Chrysochromulina* blev der observeret fiskedød, mens der ikke kunne konstateres effekter af *Pseudonitzschia* opblomstringen. Risikoen for forekomst af giftproducerende arter stiger, når forudsætningerne for høj fytoplanktonvækst (fx høj næringsbelastning) er tilstede.

I det følgende gives en oversigt over forekomsten af fytoplankton i danske fjorde, samt en kvantificering af de faktorer, der regulerer primærproduktionen og biomassen. Analyserne er baseret på data indsamlet af amterne i 40 fjordområder. I DMU's marine database MADS findes der fytoplanktondata fra i alt 53 fjordområder (53 med klorofyldata og 47 med primærproduktionsdata), men nogle områder er udeladt af analyserne på grund af manglende oplysninger om "hjælpevariable", manglende samhørighed i data, for lille eller inhomogen datamateriale.

## 5.1 Fytoplankton i danske fjordområder

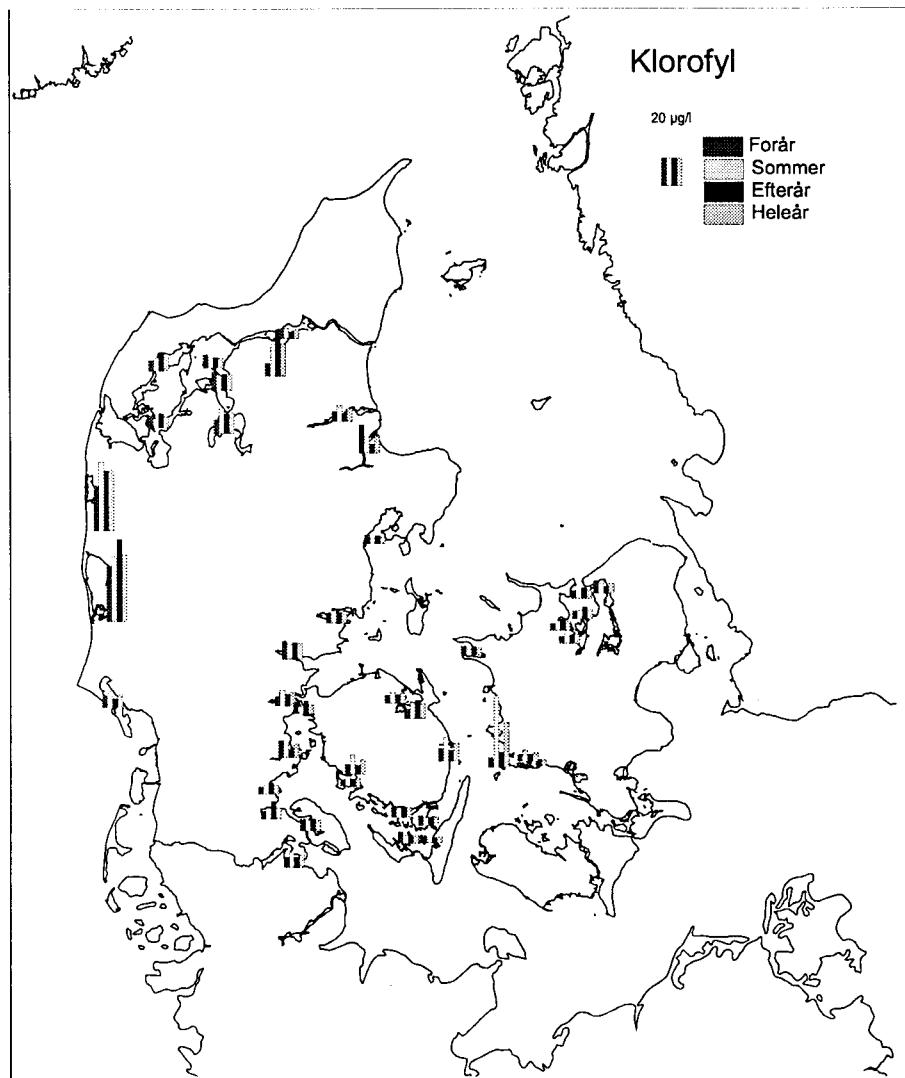
### Kvantificering af fytoplankton

Koncentrationen af fytoplankton i overvågningsprogrammet estimeres dels ud fra målinger af klorofyl a, dels ud fra kvantitative opgørelser af artssammensætningen. Klorofyl a er det dominerende pigment i planktonalger og i naturlige algesamfund vil der være et mere eller mindre konstant forhold mellem algernes biomasse og koncentrationen af klorofyl (30:1 - 90:1). Opgørelse af "fytoplanktonbiomassen" ud fra samfundets sammensætning baserer sig på identifikation og kvantificering af enkeltarter under mikroskop, bestemmelse af algecellernes volumen, og anvendelse af faste litteraturværdier for kulstofindhold pr. celle eller pr. volumen. Der ligger således ikke egentlige elementmålinger bag, når "fytoplanktonbiomassen" angives som µg kulstof pr. l. Derfor vil "fytoplanktonbiomassen" ikke nødvendigvis være et bedre mål for koncentrationen af fytoplankton end vandets klorofylkoncentration og den kan ikke benyttes som en "facitliste". Bestemmelse af klorofyl er en simpel og relativ præcis metode. Klorofyl bestemmes i overvågningsprogrammet sammen med vandkemi, og prøveantallet er således betydeligt større end bestemmelser af planktonalgernes artssammensætning. Den følgende gennemgang er derfor primært baseret på klorofylmålinger som udtryk for fytoplanktonets biomasse.

### Klorofyl i danske fjorde

Figur 5-1 viser middelbiomasserne af fytoplankton i danske fjorde i hele vækstsæsonen (marts-november) samt om foråret, sommeren og efteråret udtrykt som tidsvægtede midler af klorofylkoncentrationen. I tabel 5-1 er angivet variationen og gennemsnittet af middelværdierne for alle fjordområderne. De højeste klorofylkoncentrationer både på årsbasis og sæson findes i Ringkøbing og Nissum Fjord. Begge fjorde er lavvandede, og vandudvekslingen med Nordsøen styres ved sluser. Belastningen af fjordene er høj, men hører ikke blandt de højeste for danske fjorde (kapitel 3). Biomassen af den filtrerende bundfauna - og dermed græsningstrykket - er meget lav. De laveste klorofylkoncentrationer findes i Lindelse og Holsteinborg Nor. Sam-

men lignet med andre fjordområder er belastningen i disse to nor lav, men de lave fytoplanktonbiomasser kan ikke tages som udtryk for, at områderne er upåvirkede, da forekomsten af eutrofieringsbetegnede enårlige alger i dele af norene er betydelig.



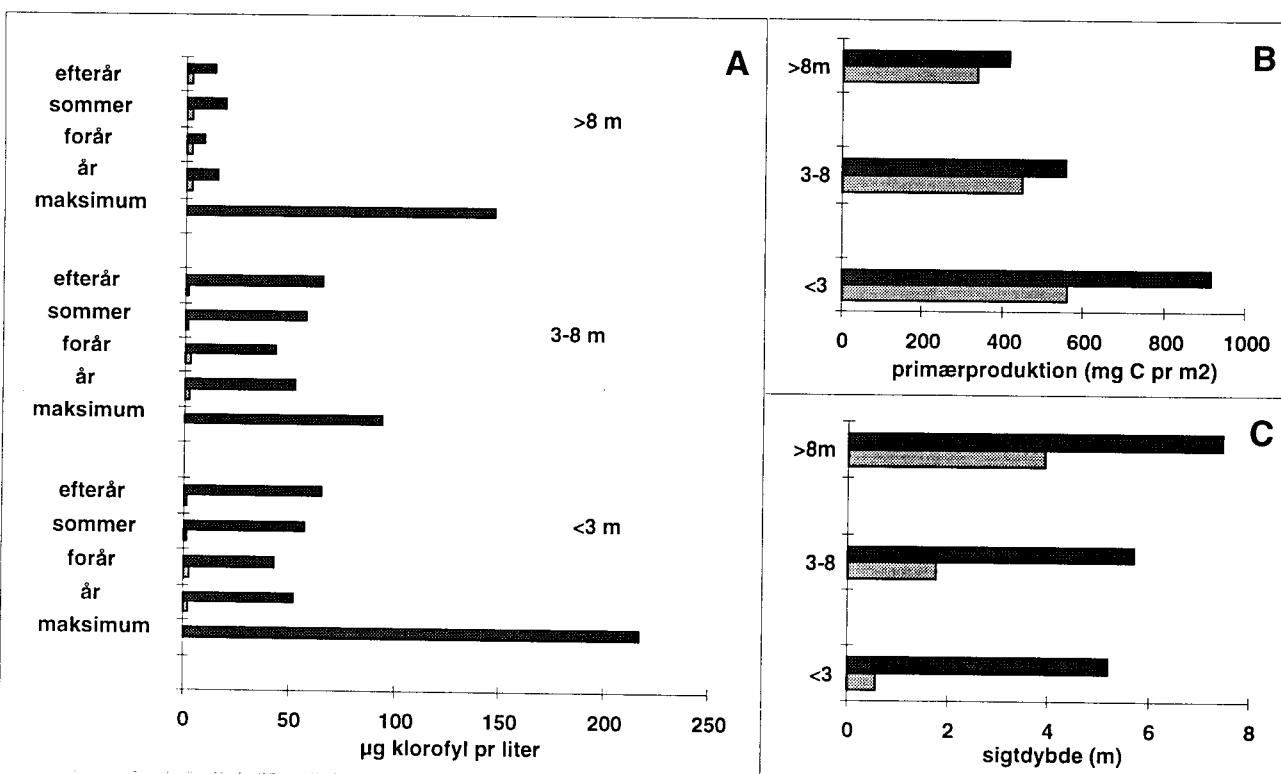
Figur 5-1. Års-, forårs-, sommer- og efterårskoncentrationen af klorofyl i danske fjordområder udtrykt som midler af de tidsvægtede middelværdier for perioderne 1. marts - 30. oktober, 1. marts - 30. april, 1. maj - 30. september og 1. oktober - 30. november i 1989-1994. Antallet af år, der indgår i beregningerne, er hyppigst 5, men for enkelte områder foreligger der kun data fra 1-3 år. I fjordområder med flere målestationer er der beregnet simpelt gennemsnit af midlerne for stationerne.

Tabel 5-1. Gennemsnit, minimum, og maksimum af års-, forårs-, sommer- og efterårsmidler af klorofyl ( $\mu\text{g}$  pr liter) for danske fjordområder. Koncentrationerne er målt i overfladen. Vedrørende beregning se figur 5-1.

	år mar.-nov.	forår mar.-apr.	sommer maj-sep.	efterår okt.-nov.
gennemsnit	10.1	7.9	11.1	9.6
minimum	2	2.6	1.7	1.6
maksimum	52.2	43	57.1	65
antal fjorde	40	40	40	40

## Højeste og laveste koncentration i lavvandede fjorde

De 4 fjordområder med højeste og laveste klorofylkoncentrationer er alle lavvandede med en middeldybde under 3 m, og forskellene er udtryk for den vidt forskellige biologiske struktur, der findes i lavvandede områder med dominans af fytoplankton i nogle områder og af bundvegetation i andre. Koncentrationen af klorofyl er lavere og varierer mindre i dybe fjordområder (>8 m) end i middeldybde middeldybde (3-8 m) og lavvandede områder(<3 m) (se figur 5-2A). I middeldybde og lavvandede områder ligger koncentrationerne af klorofyl på samme niveau og viser samme variation.



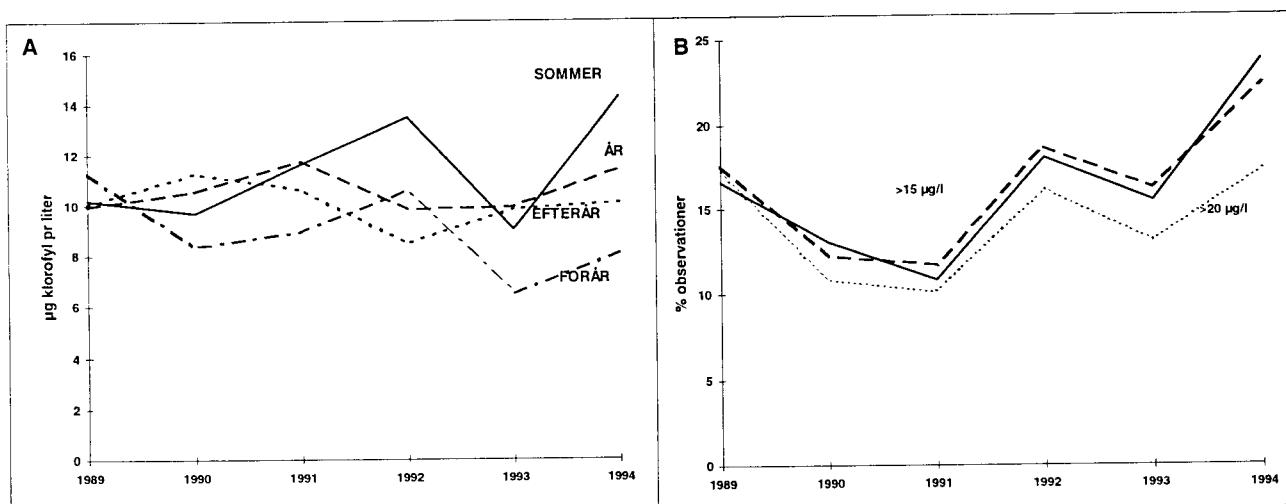
Figur 5-2. Variationen i års-, forårs-, sommer- og efterårsmidler af klorofylkoncentration (µg klorofyl pr. liter) samt de højest målte koncentrationer i lavvandede, middeldybe og dybe fjordområder. Målingerne er foretaget i overfladen. Data fra 1989-1994. Øverste søjle angiver maksimumsværdien og nederste minimumsværdien.

## Fytoplankton varierer parallelt i mange danske fjorde

Fytoplanktonbiomassen varierer fra år til år som følge af forskelle i de fysisk-kemisk-biologiske vilkår. Betragtes alle fjorde under ét, ses et generelt mønster, der indikerer at fytoplanktonbiomassen i høj grad er reguleret af faktorer, der viser samme variation over hele landet. Både i 1992 og 1994 var klorofyl-midlerne for hele vækstsæsonen (marts til november) relativ høje (figur 5-3A). I 1992 var klorofylkoncentrationerne høje både om foråret og om sommeren, mens det høje niveau i 1994 primært skyldes høje sommerkoncentrationer. At de høje koncentrationer ikke kun er et udslag af hyppigere prøvetagning ses af figur 5-3B, der viser, at hyppigheden af målinger med høje klorofylkoncentrationer (>15 µg klorofyl pr. liter) var højest i 1994 og næsthøjest i 1992. Betragtes år-til-år variation i de enkelte fjordområder genfindes mønsteret med høje sommerkoncentrationer i 1994 i 60% af de 25 fjorde, hvorfra der er dataserie for hele perioden 1989-1994. En fortegnsanalyse viser, at sommerværdierne i 1994 er signifikant forskellige fra de tilsvarende værdier i 1990, 1991 og 1993. I 5 fjordområder var sommerniveauet også højt i 1992, mens der i 3 fjordområder kun var markant højere sommerbiomasse i 1992. I forhold til 1989-niveauet sås markant større mængder af fytoplankton i

Kertinge Nor og Det sydfynske Øhav i 1992 og i Randers Fjord, Nakkebølle Fjord, Lammefjord og Skive Fjord i 1994. I 1992 forekom de høje sommerkoncentrationer primært i lavvandede fjorde, mens de i 1994 fandtes i såvel lavvandede, middeldybe og dybe fjordområder.

Karakteristisk for somrene i 1992 og 1994 var stille vejr med høj solindstråling og høje temperaturer. Særlig i 1994 var vindhastigheden lav i længere perioder. Markant for 1994 var ligeledes en meget stor vinterafstrømning, som førte store mængder næringssalte ud i fjordene (kapitel 3). I afsnit 5.2 gennemføres en kvantativ analyse, baseret på statistiske metoder, af sammenhænge mellem algernes koncentration og de fysisk-kemisk-biologiske vilkår.



Figur 5-3. a) Gennemsnitlige års-, forårs-, sommer- og efterårsmidler af klorofyl for danske fjorde i 1989-1994. Gennemsnitsværdier er beregnet som simple middelværdier af de tidsvægtede middelværdier for hver fjordområde (se figur 5-1). b) hyppigheden af målinger med over 15 µg klorofyl pr. liter i forhold til det totale antal prøvetagninger i det givne år.

## 5.2 Reguleringsmekanismer for planktonalgernes biomasse

I en tidligere sammenstilling af overvågningsdata blev der vist en tæt sammenhæng mellem vandets koncentration af klorofyl og total kvælstof (Sand-Jensen et al., 1994). De to variable er imidlertid ikke uafhængige, idet en del af total kvælstof udgøres af algerne selv. Endvidere vil zooplankton og bakterier, der normalt covarierer med algebiomassen, også indeholde betydelige mængder kvælstof. Trods den ikke ubetydelige autokorrelation kunne variationen i total kvælstof "kun" forklare omkring 50-60 % af variationen af klorofyl, og den resterende del af variationen blev bl.a. tilskrevet varierende lysforhold og græsningstryk fra den filtrerende bundfauna. Det er uafklarede forhold som disse, vi har søgt at afdække i dette afsnit. Vores arbejdshypotese har været, at biomassen af planktonalger (målt ved klorofylkoncentrationen) er bestemt af en række variable, der dels påvirker algernes væksthastighed (tilgængelighed af næringssalte udtrykt ved belastningen, lysforhold udtrykt ved fjordenes dybde) og dels påvirker biomassen i form af græsningstab. Hovedparten af danske fjorde er lavvandede og det største græsningstryk må formo-

Arbejdshypotese

des at være fra den filtrerende bundfauna, især muslinger. Med stigende dybde vil betydningen af det bentiske græsningstryk aftage, mens effekten af den pelagiske græsning fra vandlopper og ciliater vil øges. Inden for overvågningsprogrammet sker zooplanktonregistreringer på et begrænset antal stationer (16). Grundet et formodet lavt græsningstryk og en reduktion i antallet af frihedsgrader i de statistiske analyser (lavt stationsantal) har vi valgt ikke at inkludere zooplankton i analyserne. Vi har endvidere en forventning om, at en stor omrøringsintensitet vil påvirke planktonalgernes biomasse negativt gennem at forringe lysforholdene og øge græsningen fra de bundlevende filtratorer (Møhlenberg 1995).

#### Datagrundlag og analyser

De meteorologiske forholds indflydelse på omrøringen er parametreret ved at beregne den daglige energibalance for en "standardfjord" på 4.5 m dybde (se kapitel 7 for en nærmere forklaring) og derefter udregne månedsmidler. Koncentrationen af klorofyl og uorganiske næringssalte blev midlet for måned og fjord. Fjordenes belastning med kvælstof og fosfor blev opgjort som summen af næringstilførslerne i 2 måneder inden måneden for prøvetagning + den halve næringstilførsel i prøvetagningsmåneden. Næringstilførslerne er af hensyn til sammenlignelighed udtrykt pr. overfladeareal. "Hukommelsen" på 2 1/2 måned er sammenlignelig med et middeltal for de undersøgte fjordes opholdstid. Kvantificering af det bentiske græsningstryk er udtrykt ved årsbiomassen af bløddyr i de enkelte fjorde (se kapitel 8 for kriterier for udvælgelse af data). Filtrerende muslinger er helt dominerende blandt bløddyrene og biomassen af bløddyr må i denne analyse anses som et brugbart mål for det potentielle græsningstryk. Anvendelse af biomassen og ikke antal individer udelukker flere datasæt.

Inden de statistiske analyser blev alle variable undtagen vandsøljens energiforhold, logtransformerede for at sikre normalfordelte data.

Sammenhæng mellem fjordenes klorofylkoncentration og omrøringsforholdene, fjordenes dybdeforhold, biomasse af bentiske græssere og belastning med næringssalte blev undersøgt månedsvis ved korrelationsanalyser; et eksempel for april måned er vist i tabel 5-2.

Tabel 5-2. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem klorofyl, omrøringsforhold (Energi), dybde, biomasse af bentiske græssere, samt belastning med kvælstof og fosfor i april måned; kun signifikante ( $p < 0.01$ ) korrelation-koefficienter er vist.

	Energi	Bentiske græssere	N-belastning	P-belastning	Dybde
Klorofyl	-0.534	0.472	-	-	-0.248
Bentisk græs	-	1	-	-	-
N-belastning	-	0.472	1	0.966	-0.751
P-belastning					-0.673

Den indledende analyse viser, at variationen i klorofyl i april måned forklares ved forskelle i fjordenes dybde og variationen i biomassen af de bentiske græssere, samt variationen i belastningen med kvæl-

stof. Flere variable er imidlertid stærkt interkorrelerede, hvad der komplicerer analysen. Indflydelsen af de bentske græssere på klorofylkoncentrationen i det velblandede overfladelag vil være minimal i dybe og permanent lagdelte fjordområder. I overensstemmelse hermed øges korrelationskoefficienten for de bentske græssere når datamaterialet indskrænkes til kun at omfatte fjorde med middeldybder lavere end 8,5 m (*Tabel 5-6*). Sammenhængen mellem dybden og klorofylkoncentration svækkes, mens den negative sammenhæng mellem klorofyl og de bentske græssere øges. Den svage korrelation mellem energi og klorofylkoncentrationen betyder ikke, at omrøringsforholdene er uden betydning men snarere, at den tidslige variation i energiopgørelserne (månedsbasis) er for grov til at opfange de tidslige variationer klorofyl (Møhlenberg 1995).

*Tabel 5-3.* Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem klorofyl, omrøringsforhold (Energi), dybde, biomasse af bentske græssere, samt belastning med kvælstof og fosfor i april måned for fjorde med middeldybder lavere end 8,5 m; kun signifikante ( $p<0.01$ ) korrelationkoefficienter er vist.

	Energi	Bentske græssere	N-belastning	P-belastning	Dybde
Klorofyl	-	-0.712	0.453	-	-
Bentisk. græs	-	1	-	-	0.611
N-belastning	-	0.453	1	0.966	-0.745
P-belastning	-	-	0.966	1	-0.703

Sammenhængene mellem klorofyl, dybde, bentske græssere, samt belastning med kvælstof og fosfor er konsistent for hele perioden april-oktober (*Tabel 5-3, 5-4, 5-5*).

*Tabel 5-4.* Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem klorofyl, omrøringsforhold (Energi), dybde, biomasse af bentske græssere, samt belastning med kvælstof og fosfor i maj-juni måned for fjorde med middeldybder lavere end 8,5 m; kun signifikante ( $p<0.01$ ) korrelationkoefficienter er vist.

	Energi	Bentske græssere	N-belastning	P-belastning	Dybde
Klorofyl		-0.61	0.440	0.343	-0.407
Bentisk. græs	-	1	-	-	0.628
N-belastning	-	0.440	1	0.928	-0.615
P-belastning	-	-	-	-	-0.579

Tabel 5-5. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem klorofyl, omrøringsforhold (Energi), dybde, biomasse af bentiske græssere, samt belastning med kvælstof og fosfor i juli-september måned for fjorde med middeldybder lavere end 8.5 m; kun signifikante ( $p < 0.01$ ) korrelationkoefficienter er vist.

	Energi	Bentiske græssere	N-belastning	P-belastning	Dybde
Klorofyl		-0.571	0.421	0.192	-0.400
Bentiske græs	-	1	-	-	0.609
N-belastning	-	0.440	1	0.928	-0.571
P-belastning					-0.340

Interkorrelationen mellem dybden, biomassen af de bentiske græssere og N-belastningen gør imidlertid fortolkningen af de betydende (reelle) sammenhænge yderst kompliceret.

#### Trinvis regressionsanalyser

For at opklare de mest betydende sammenhænge blev der udført trinvis regressionsanalyser mellem variablerne klorofyl, middeldybde, bentiske græssere, P- og N-belastning samt koncentration af uorganiske næringsalte. Kun variabler, der øger regressionskoefficienten ( $R^2$ ) med mere end 0.05 indgår i regressionsmodellerne (Tabel 5-6). Et eksempel på den partielle korrelation mellem klorofyl, bentiske græssere og koncentration af uorganisk kvælstof for april er vist i Figur 5-4.

Tabel 5-6. Regressionsligninger til beskrivelse af klorofylvariationen i danske fjorde med middeldybde lavere ned 8.5 m. Regressionsvægtene (dvs. deres relative betydning) er angivet under de respektive variable; enhederne for variable er: Chla:  $\mu\text{ g l}^{-1}$ , Bent. græs:  $\text{g tørvægt (inkl. skaller) m}^{-2}$ , DIN:  $\mu\text{M}$ ; N-belast:  $\text{kg N (2 1/2 md.) km}^{-2}$  fjordoverflade (se tekst for beregning af N-belastningen).

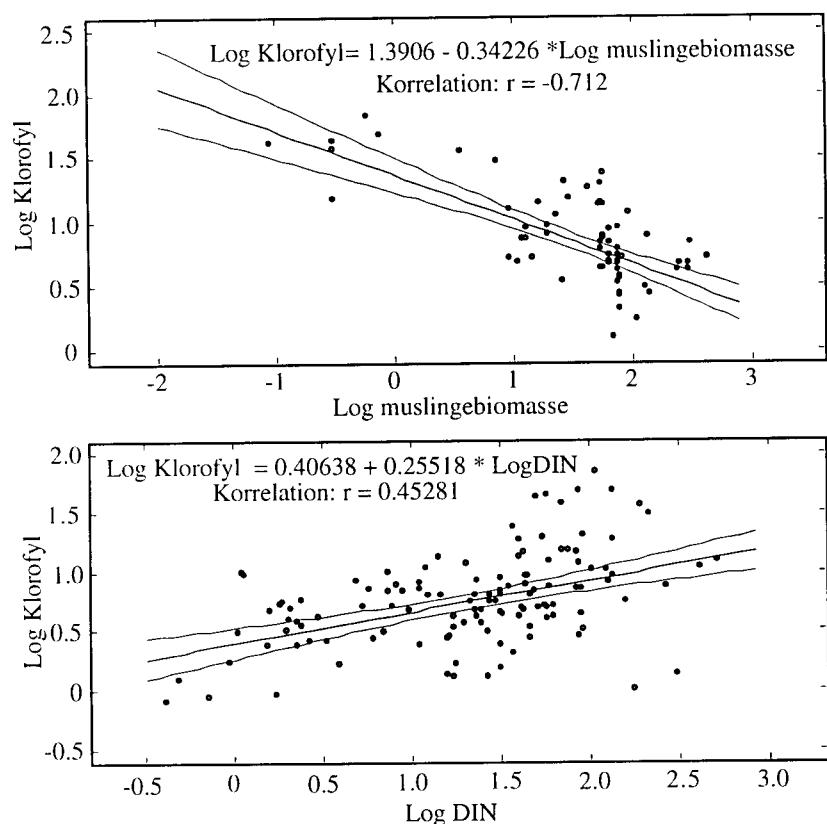
Regressionsligning					
April	$\log\text{Chla} = -0.27 * \log(\text{Bent. græs}) + 0.25 * \log(\text{DIN}) + 0.91$				$R^2 = 0.51$
	-0.58	0.34			
Maj-juni	$\log\text{Chla} = -0.2 * \log(\text{Bent. græs}) - 0.58 * \log(\text{Dybde}) + 0.54 * \log(\text{N-belast}) + 0.25$				$R^2 = 0.66$
	-0.38	-0.36	0.34		
Juli-september	$\log\text{Chla} = -0.24 * \log(\text{Bent. græs}) - 0.40 * \log(\text{Dybde}) + 0.81 * \log(\text{N-belast}) + 0.10$				$R^2 = 0.70$
	-0.44	-0.24	0.38		

Regressionsmodellerne forklarer alt efter årstiden mellem 50 og 70% af klorofylvariationen i fjordene. Inden for hele variationsområdet er der en god overensstemmelse mellem de observerede og de forudsagte koncentrationer (figur 5-5).

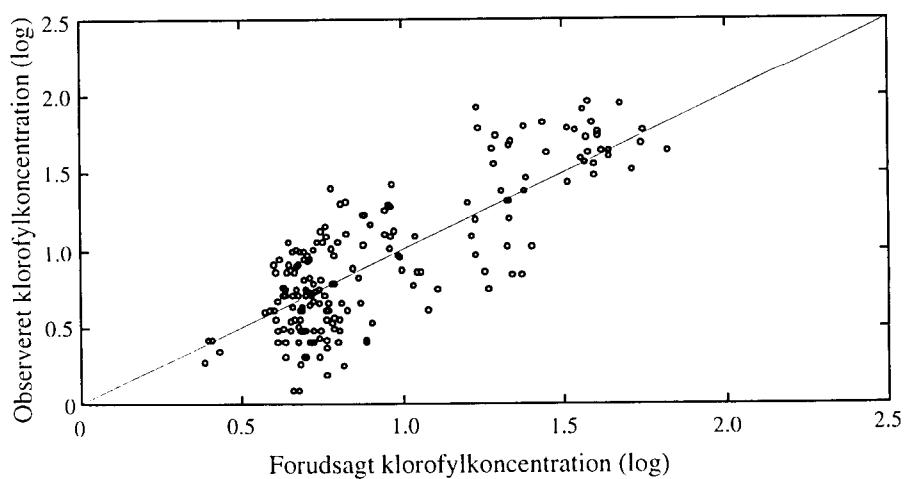
Klorofylkoncentrationen kan beskrives ved fjordenes dybde, næringsbelastning og biomasse af bentiske græssere

Sammenfattende viser analysen, at fjordenes koncentration af klorofyl kan beskrives ved fjordenes middeldybde, biomassen af bentiske græssere (muslinger) samt ved belastningen med kvælstof. Om foråret er betydningen af kvælstofkoncentrationen større end det anvendte udtryk for belastningen. Den negative effekt af dybden er umiddelbart indlysende, idet en stor vanddybde dels vil "fortynde" den opbyggede algebiomasse i et større volumen og dels påvirke algernes væksthastighed negativt pga. dårligere lysforhold. Det er

sandsynligt, at indflydelsen af dybden på algernes biomasse ville mindskes, hvis analysen i stedet blev udført med data for arealkoncentrationen af klorofyl. Disse data er imidlertid ikke umiddelbart tilgængelige. Den gennemførte analyse understreger dels den store betydning af kvælstofbelastningen for fjordenes koncentration af planktonalger (dette er ikke tidligere kvantificeret), men også betydningen af bentiske græssere for fjordenes miljøtilstand.



Figur 5-4. Partielle regressioner mellem koncentrationen af klorofyl og biomassen af bentiske græssere samt koncentrationen af uorganisk kvælstof i april.

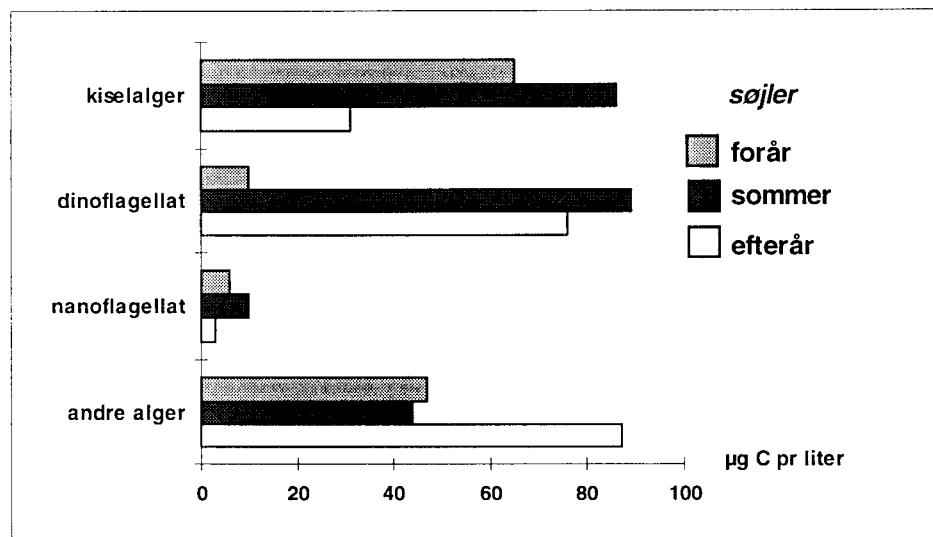


Figur 5-5. Sammenhæng mellem observeret koncentration af klorofyl og koncentration forudsagt ved lineær regressionsmodel (juli-september); se Tabel 5-6.

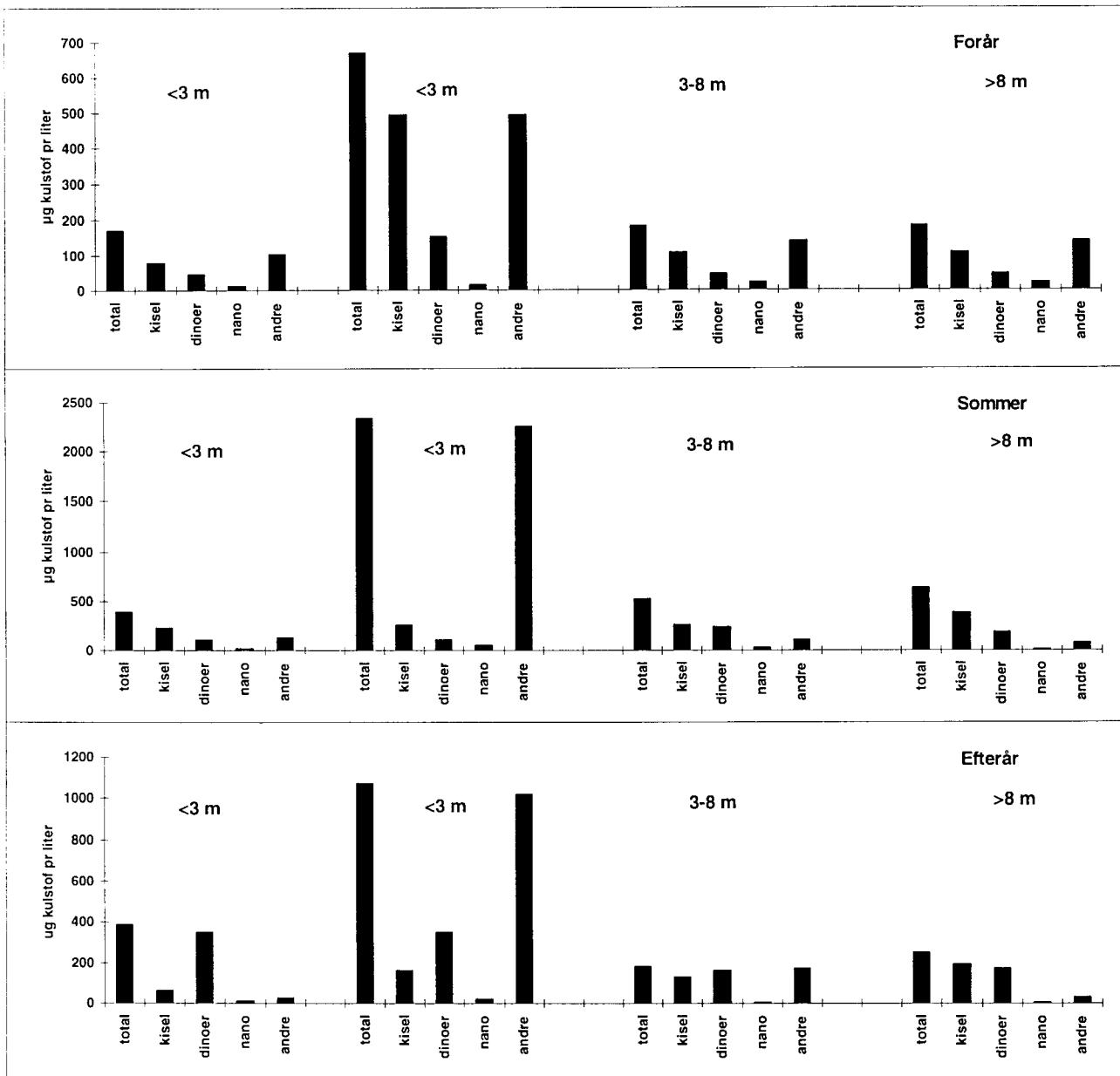
## Artssammensætning af fytoplankton

Artssammensætningen ændrer sig gennem vækstsæsonen. Selvom der er store variationer mellem fjordene og inden for det enkelte fjordområde mellem årene giver et gennemsnit af den beregnede kulstofbiomasse i fjordområderne et billede af det generelle mønster i årstidsvariationen (Figur 5-6). Om foråret starter vækstsæsonen med en opblomstring af kiselalger, som efterfølges af andre organismer som for eksempel den fototrofe ciliat *Mesodinium rubrum*. I sommerperioden er kiselalger og dinoflagellater normalt de hyppigste algegrupper. Dominansen imellem de 2 grupper varierer gennem sommeren, imellem fjordområderne og fra år til år. De store opblomstrinser i 1992 og 1994 skyldes kiselalger som *Skeletonema costatum*, *Rhizosolenia fragillissima* og *Pseudonitzschia*. I efterårsmånederne er store furealger som arter af *Ceratium* ofte dominerende.

Ringkøbing og Nissum fjord adskiller sig fra de andre fjorde ved at have store forekomster af blågrønalger gennem sommeren og efteråret, og det er disse forekomster som giver de meget høje biomasser for øvrige alger og totalværdierne i figur 5-6. Udelades de 2 fjorde findes de højeste totale kulstofbiomasser om sommeren i de dybe fjordområder. Den relative betydning af algegrupperne er ensartet bortset fra i efteråret, hvor dinoflagellater spiller en større rolle i de middeldybe og specielt lavvandede fjorde.



Figur 5-6. Gennemsnitlige kulstofbiomasse af kiselalger, fototrofe dinoflagellater, nanoflagellater og andre alger (inklusiv fototrofe ciliater) i forår, sommer og efterår. Der indgår data fra 32 fjorde i perioden 1989-1994.



Figur 5-7. Maksimum kulstofbiomasser forår, sommer og efteråret i fjordområder med dybder <3 m, 3-8 m og >8 m. Biomasserne er beregnet som tidsvægte sæsonmidler for hvert af årene 1989-1994. Er der flere stationer i en fjord, er sæsonmidlerne for hvert år midlet.

God sammenhæng mellem klorofyl og estimeret kulstofbiomasse forår og sommer

Overensstemmelsen mellem middelværdierne for klorofylkoncentrationen og for den estimerede kulstofbiomasse er god, når alle fjorddata betragtes under ét (figur 5-7). Klorofylkoncentrationen er bedst korreleret med kulstofbiomassen om foråret ( $r^2 = 0,68$ ,  $p < 0,001$ ) og om sommeren ( $r^2 = 0,53$ ,  $p < 0,001$ ), mens sammenhængen er mindre god om efteråret ( $r^2 = 0,28$ ,  $p < 0,001$ ). For hele vækstsæsonen forklarer klorofyl 61 % af variationen i kulstofbiomassen ( $p < 0,001$ ). En korrelationsanalyse mellem klorofylkoncentrationen og kulstofbiomassen af de vigtigste algegrupper viser, at klorofylkoncentrationen om foråret primært er bestemt af forekomsten af kiselalger ( $r^2 = 0,3$ ,  $p < 0,001$ ) og øvrige alger ( $r^2 = 0,32$ ,  $p < 0,001$ ), om sommeren af forekomsten af ki-

selalger ( $r^2=0,42$ ,  $p<0,001$ ) og om efteråret af dinoflagellater ( $r^2=0,53$ ,  $p<0,001$ ).

Mængden af fytoplankton bestemmer sammen med mængden af andre partikler og opløst organisk stof lyssets nedtrængen i vandet. I en tidligere sammenstilling af overvågningsdata blev det vist, at klorofylkoncentrationen kan forklare en stor del af variationen i lysgen-nemtrængningen udtryk ved Secchidybden (Sand-Jensen et al., 1994).

#### *Secchidybden i fjordene*

Middelsecchidybden i danske fjordområder varierer mellem 0,6 og 7,5 m om sommeren (gennemsnit af tidsvægtede sommermidler). Den laveste og højeste værdi er fundet i henholdsvis Ringkøbing Fjord og i Århus Bugt, hvilket illustrerer det generelle mønster, at de laveste Secchidybder og den største variation findes i de lavvandede fjordområder og den største lysnedtrængning og den mindste varia-tion i de dybe områder (*figur 5-2C*).

### 5.3 Primærproduktion

#### *Primærproduktions størrelse*

Planteplanktonets primærproduktion bestemmes rutinemæssigt på en række stationer under overvågningsprogrammet. I de dybe fjorde vil den beregnede årsproduktion afspejle fjordens samlede produktion, mens bundlevende planter vil stå for en stigende andel med aftagende vanddybde på grund af de bedre lysforhold ved bunden (se Kapitel 6). I *figur 5-8* er vist den gennemsnitlige sommerproduktion af fytoplankton i fjordområderne i 1989-1994. Primærproduktionen beregnes på basis af forholdene ved prøvetagningsstationerne. Da dybden her oftest er større end fjordenes middeldybde, er det sandsynligt, at produktionsestimaterne overestimerer fjordenes gennem-snitlige planktonproduktion.

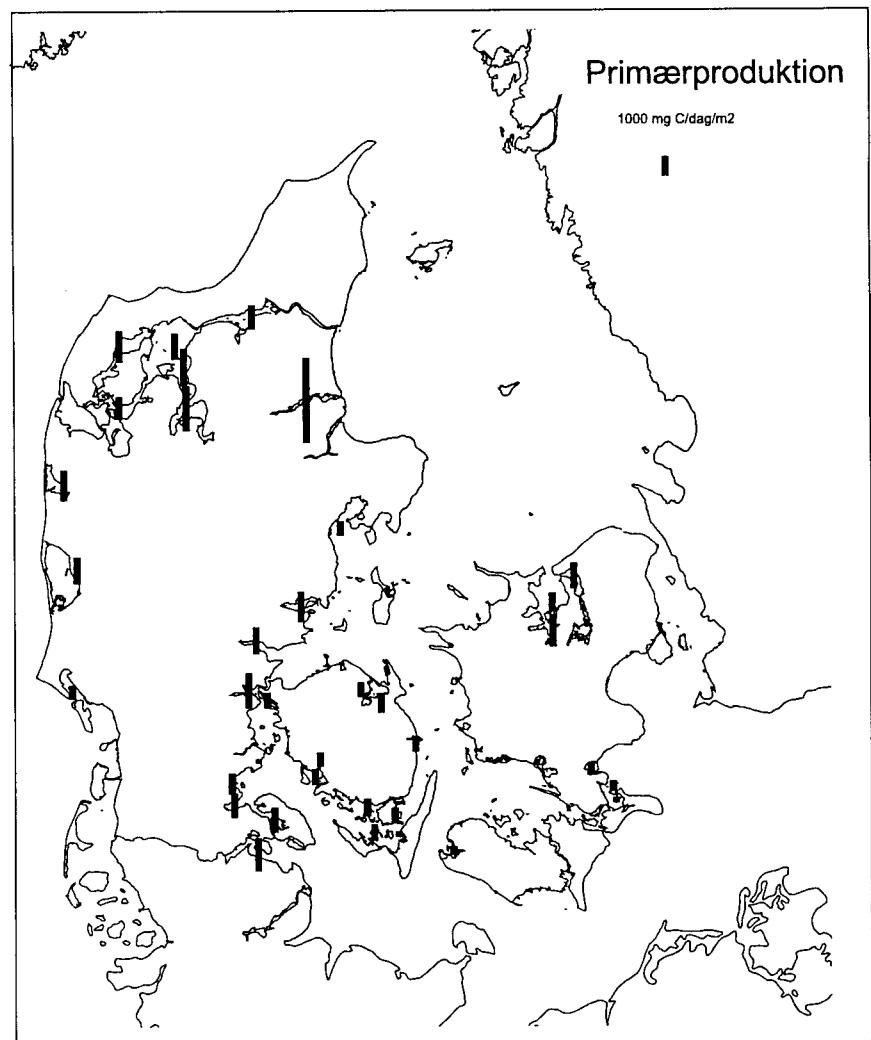
#### *Størst produktion i Mariager Fjord, lavest i Lindelse Nor*

Sommerproduktionen er størst i Mariager Fjord (Dybet), Skive Fjord, mens den er lavest i Lindelse Nor, Stege Bugt og Nakskov Fjord. Både maksimums- og minimumsværdien og variationen er størst i de lavvandede fjorde og mindst i de dybe (*figur 5-2B*) i overensstemmel-se med variationen i algebiomassen.

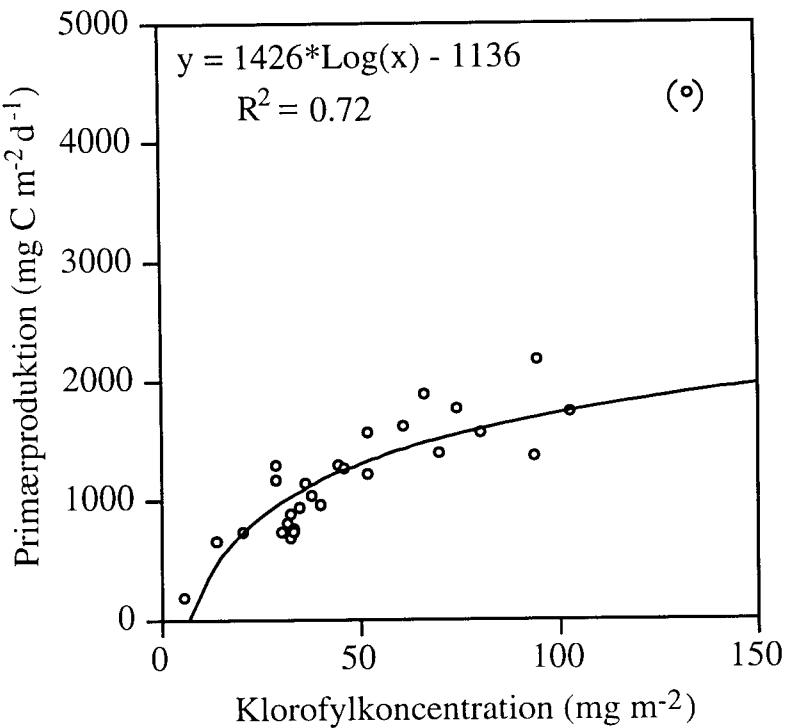
Hvis der ses bort fra Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord finder vi de laveste primærproduktioner i de lavvandede fjord og nor, hvor der er en betydelig bentisk vegetation. Den samlede produktion i disse om-råder er derfor ikke nødvendigvis lavere end i de dybere fjorde.

#### *Stor geografisk variation i primærproduktionen*

Den geografiske variation i primærproduktionens størrelse om sommeren varierer mellem 4400 i Mariager Fjord, 2300 i Skive Fjord og 185 mg C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> i Lindelse Nor. Denne betydelige variation kan for en stor del forklares ud fra en forskellig forekomst af planktonalger (arealkoncentration af klorofyl) i fjordene (*Figur 5-9*). Da de indberet-tede data ikke omfatter arealkoncentrationer af klorofyl, har vi be-regnet disse under følgende antagelser: 1) klorofylkoncentrationen på stationer med dybder lavere end 5 m er ens fra overflade til bund, 2) på stationer med dybder over 5 m er overfladekoncentrationen, eller den integrerede overfladekoncentration forudsat konstant ned til springlagsdybden om sommeren (aflæst ud fra salt-temperaturpro-filer på de enkelte stationer).



Figur 5-8. Primærproduktionen om sommeren i danske fjorde. Værdierne repræsenterer gennemsnit af tidsvægtede middelværdier for hvert af årene 1989-1994. Hvis der er flere stationer i et fjordområderne, er gennemsnittene midlet.



Figur 5-9. Dybdeintergeret primærproduktion som funktion af beregnet arealkoncentration af klorofyl. Værdierne repræsenterer gennemsnit af tidsvægtede middelværdier for hvert af årene 1989-1994. Hvis der er flere stationer i et fjordområde er gennemsnittene midlet. Værdien i parentes (Mariager Fjord) indgår ikke i regressionsligningen.

Primærproduktionen øges med stigende klorofylindhold

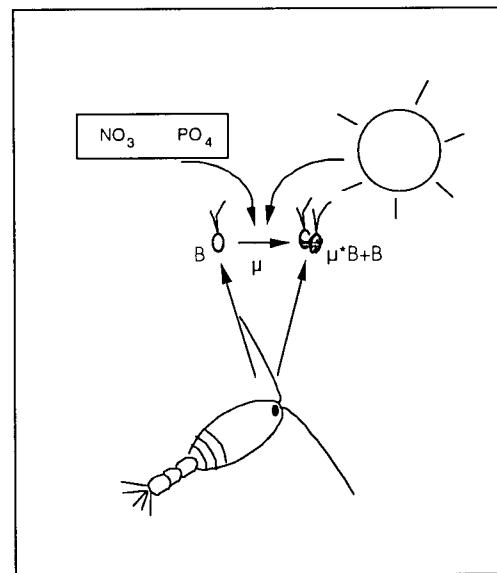
Primærproduktionen øges med stigende klorofylindhold i fjordene. Den logaritmiske sammenhæng kan være udtryk for lyshæmning af produktionen pga. algernes selvskygning, og da arealkoncentrationen generelt øges med stigende dybde, også pga. lysabsorption/-spredning i vandet. Den afvigende værdi for Mariager Fjord skyldes dels, at prøvetagningen til primærproduktionsmålingerne og klorofyl ikke er overensstemmende (produktionsberegningerne baserer sig på prøver ned til ca. 5 m (1% lysdybde), mens klorofyl bestemmes i en integreret prøve fra 0-10 m). Da algerne om sommeren typisk er koncentreret i de øverste 5 m, vil klorofylprøverne blive "fortyndet" med algefattigt vand. Selv om man antager, at alle alger findes i de øverste 5 m, vil primærproduktionen i Mariager Fjord dog ligge ca 40% over det forventede ud fra den logaritmiske sammenhæng vist i figur 5-9. Hvis vi istedet antager, at sammenhængen mellem primærproduktionen og arealkoncentrationen af klorofyl er lineær og "kompenserer" for "fortyndingen" i Mariager Fjord, øges korrelationskoefficienten til 0,90.

Regulering af primærproduktionen

Sammenhængen mellem koncentrationen af klorofyl og primærproduktionen vist i Figur 5-9 baserer sig tidsvægtede sommerkoncentrationer midlet for de enkelte fjorde og år. Hver værdi er således typisk baseret på mellem 50 og 200 enkeltbestemmelser. Vi ved, at næringsbelastningen inden for den enkelte fjord har varieret betydeligt inden for perioden 1989-1994. Der kan derfor være skjult tidslige variatiorner i datamaterialet fx forårsaget af varierende belastning, som ikke fremgår af sammenhængene i Figur 5-9. Vi har derfor valgt at analysere materialet med den maksimale tidslige oplosning ved at arbejde

med enkeltbestemmelser af primærproduktionen. Vi har undersøgt materialet for betydende sammenhænge mellem på den ene side planktonalgernes maksimale væksthastighed - og omverdensfaktorerne temperatur, koncentration og belastning med næringssalte.

*Planktonets produktion eller væksthastighed kan udtrykkes ved produktet  $\mu^*B$ , hvor  $\mu$  er den specifikke væksthastighed ("turn-over") og  $B$  er biomassen. Disse to komponenter i produktionen er underlagt forskellige reguleringsmekanismer. Den specifikke væksthastighed bestemmes primært af tilgængeligheden af næringssstoffer, lys og temperaturen, mens tabsprocesser, fx som følge af græsning, alene virker på biomassen ( $B$ ), se overfor.*



#### *Planktonalgernes væksthastighed.*

I mangel af andre metoder benyttes målinger af primærproduktionen som et surrogat for planktonalgernes væksthastighed. Primærproduktionen bestemmes ved inkubation af vand i små flasker, hvor indbygningen af den radioaktive isotop  $^{14}\text{C}$  følges under påvirkning af forskellig lysintensitet. Ud fra relationen mellem lysintensiteten og indbygningen af  $^{14}\text{C}$  (PI-kurver), målinger af lyssets nedstrængen i vandet og tidsmidlede data for indstråling af fotosynteseaktivt lys kan primærproduktionen, udtrykt som  $\text{gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for et givet fjordområde, beregnes. Vi har valgt at analysere for sammenhænge mellem omverdensfaktorer og én af de to primære variable i primærproduktionsberegningen, den maksimale (lysmættede)  $^{14}\text{C}$  indbygning ( $\text{PP}_{\text{Max}}$ ). Den anden primære målte variabel, som indgår i produktionsberegningen, planktonalgernes lysaffinitet (udtrykt ved hældningen i PI-kurver), ligger ikke i databasen. Der er dog intet som taler for, at denne variabel er mere følsom overfor variationer i omverdensfaktorerne.

#### *Datagrundlag & metoder*

#### *Samhørighed i datasæt*

Analysen, som er baseret på samtlige bestemmelser i databasen ( $n=3869$ ) af  $\text{PP}_{\text{Max}}$  for perioden 1989-94, er opbygget hierarkisk med indledende korrelationsanalyser omfattende hele datamaterialet, efterfulgt af månedsvise analyser, normaliseringsprocedurer, regressionsanalyser samt sammenligninger mellem år og områder (fjorde). Grundet en forskellig prøvetagningsstrategi for klorofyl og primærproduktion og en forskellig praksis mellem amterne er der ikke altid overensstemmelse mellem prøverne for klorofyl og primærproduktion. I de tilfælde, hvor der ikke er sammenfald, har vi udvalgt data fra de mest tætliggende prøver i overfladelaget eller arbejdet med mid-deltal for  $\text{PP}_{\text{Max}}$  fra overfladelaget, hvor der er taget en integreret klorofylprøve. Vi har udelukket data fra Dybet i Mariager Fjord pga for store afvigelser mellem prøvetagningsdybderne (se overfor). Der er udført kvalitetskontrol ved analyse af en beregnet variabel: tempera-

turkorrigteret PP<sub>Max</sub> (må ikke være negativ!! herved udelukkes 8 data-sæt).

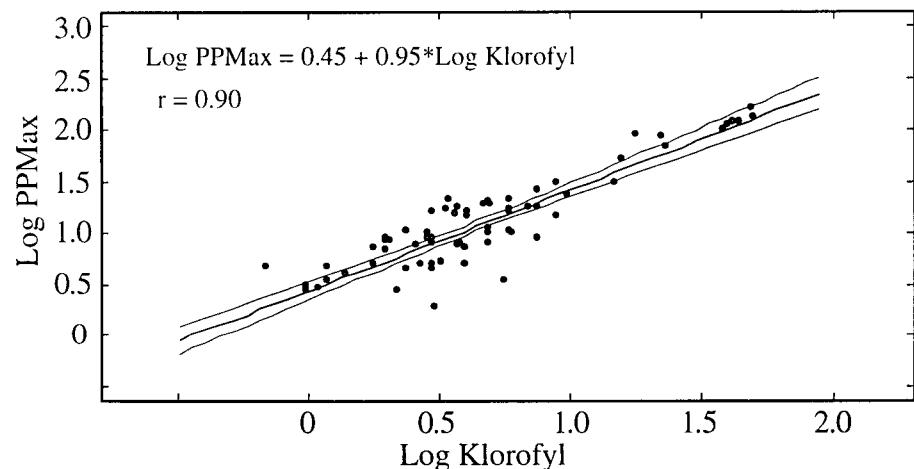
Tabel 5-7. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem PP<sub>Max</sub>, koncentration af klorofyl (Chla), uorganiske næringsalte og temperatur, n= 3869.

	<b>CHLA</b>	<b>TEMP</b>	<b>DIN</b>	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>SIO<sub>2</sub></b>
PPMAX	0.80499	0.28559	-0.0495		0.3154
TEMP	0.07842	1	-0.3384	0.1757	-0.114
DIN	0.05106	-0.3384	1	0.0805	0.58
PO <sub>4</sub>	-0.0652	0.17571	0.0805	1	
SIO <sub>2</sub>	0.40521	-0.1141	0.57998		1

For det samlede datamateriale er den lysmættede primærproduktion bedst korreleret til Chla ( $r=0.805$ ,  $p<10^{-6}$ ), dernæst til koncentrationen af silikat ( $r=0.3154$ ,  $p<10^{-4}$ ), temperatur ( $r=0.286$ ,  $p<10^{-3}$ ) og svagt negativt til koncentrationen af uorganisk kvælstof ( $r=-0.05$ ,  $p<0.05$ ) (se tabel 5-7). Sammenhængen mellem PP<sub>Max</sub> og silikat beror for hovedparten på interkorrelationen mellem silikat og klorofyl (partiel korrelationsanalyse).

Hele datasættet blev dernæst logaritmetransformeret for at sikre normalfordelte data.

Sammenhængen mellem klorofyl og PP<sub>Max</sub> blev dernæst kvantificeret ved regressionsanalyse af sammenhørende data grupperet i måned (marts-november). Eksempler er vist i figur 5-10 og tabel 5-8.



Figur 5-10. Lineær korrelation mellem koncentrationen af klorofyl og PP<sub>Max</sub> (log skala) i april 1989 (data fra samtlige fjorde).

Tabel 5-8 . Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem logPPMax og log(klorofyl) for april måned.

1989	logPPMax= 0.45+0.955*log(klorofyl)	r=0.90
1990	logPPMax= 0.61+0.910*log(klorofyl)	r=0.84
1991	logPPMax= 0.41+1.073*log(klorofyl)	r=0.90
1992	logPPMax= 0.50+0.877*log(klorofyl)	r=0.88
1993	logPPMax= 0.42+0.974*log(klorofyl)	r=0.82
1994	logPPMax= 0.45+0.922*log(klorofyl)	r=0.85

Med baggrund i disse sammenhænge (dvs. hældningen i regressionslinierne) blev PP<sub>Max</sub> normaliseret mht. til klorofyl. Der blev dernæst korrigteret for temperatureffekt på PP<sub>Max</sub>/Chla ved lineære regressioner mellem PP<sub>Max</sub>/Chla og temperaturen inden for hver måned (alle år indgik).

PP<sub>Max</sub> normaliseres mht.  
klorofyl

De normaliserede PP<sub>Max</sub> data blev midlet inden for fjord, måned, år og undersøgt for sammenhæng til tid (år), N- og P-belastning, samt koncentration af uorganiske næringssalte. Den anvendte belastning i analysen blev udregnet som log(summen af næringstilførslerne i 2 mdr. inden måneden for prøvetagning + den halve næringstilførsel i prøvetagningsmåned). Næringstilførslerne er af hensyn til sammenlignelighed udtrykt pr. overfladeareal af de enkelte fjorde. "Hukommelsen" på 2 1/2 måned er sammenlignelig med et middeltal for de undersøgte fjordes opholdstid og har vist sig at være tæt korreleret til klorofylkoncentrationen i fjordene (se 5.2).

Tabel 5-9. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem klorofylnormaliseret og temperaturkorrigeret PP<sub>Max</sub>, næringsbelastning og koncentration af uorganiske næringssalte; kun signifikante ( $p<0.05$ ) korrelationkoefficienter er vist.

	År	N-belast.	P-belast.	DIN	PO <sub>4</sub>	SiO <sub>2</sub>
Marts				-0.231*		-0.212*
April						
Maj		-0.148*		0.142*		
Juni		-0.128*				
Juli		-0.221*	0.162*			
August		-0.205*				
September						
Oktober						

Sammenhængen mellem PP<sub>Max</sub>/Chla og de undersøgte variable er meget svag eller ikke eksisterende. Det er dog påfaldende, at PP<sub>Max</sub>/Chla for sommermånederne tilsyneladende viser et signifikant fald gennem perioden 1989-1994.

Selv om både belastningen med fosfor og fosforkoncentrationen i fjorden er faldet markant gennem perioden 1989-94 viser PP<sub>Max</sub>/Chla dog kun en svag kobling til P-belastningen i maj måned. Vi kan derfor ikke tolke faldet i den maksimale produktivitet som et resultat af

reduktioner i P-belastningen. For nærværende kan vi kun opstille en række mulige forklaringer på det observerede fald, så som en ændret artssammensætning mod mere langsomtvoksende arter, ændringer i metoder og beregningsgrundlag, etc.

*Hvorfor virker koncentrationen af klorofyl, men ikke primærproduktionen som effektvariabel for belastningsvariationer.*

De statistiske analyser kunne ikke - i modsætning til biomassen af planktonalger - vise nogen sammenhæng mellem  $PP_{Max}$  og tilgængeligheden af næringssalte (udtrykt ved næringssaltkoncentrationer og -belastning). Dette på trods af, at det er algernes specifikke væksthastighed (fx udtrykt ved  $PP_{Max}/Chla$ ) og ikke biomassen, der vil reagere på ændringer i belastningen. Dette forhold kan bedst illustreres ved et regneeksempel:

*Regneeksempel*

Hvis vi antager, at den specifikke nettovæksthastighed varierer mellem tre fjerde som følge af forskellige belastningsforhold med  $0.5\text{ d}^{-1}$ ,  $0.6\text{ d}^{-1}$  og  $0.7\text{ d}^{-1}$ . Lader vi algerne vokse eksponentielt med disse hastigheder gennem en periode på 10 dage resulterer det i en biomasseudvikling, som vist i tabel 5-10.

Tabel 5-10. Biomasseudvikling af planktonalger med specifikke væksthastigheder på  $0.5$ ,  $0.6$  og  $0.7\text{ d}^{-1}$  gennem en 10-dages periode. Startbiomassen dag 0 er sat til 1.

Væksthastighed	0	2	4	6	8	10
0.5	1	2.25	5.06	11.4	25.6	57.7
0.6	1	2.56	6.55	16.8	42.9	110
0.7	1	2.89	8.35	24.1	69.8	202

Hvis der anvendes standardprocedurer for bestemmelsen vil der kunne detekteres forskelle i klorofylkoncentrationen efter 4-6 dage (en typisk variationskoefficient for bestemmelse af klorofyl ligger på omkring 10%; VKI, 1982). Derimod kan det ikke forventes, at primærproduktionsbestemmelser vil gøre os i stand til at opdage forskelle i algesamfundenes specifikke væksthastighed. Hertil er inkubationstiden for kort (2 timer) og variationen mellem laboratorier og prøvetagninger for stor (Richardson 1989). Den korte inkubationstid betyder, at der reelt skal kunne måles forskelle på omkring 1/6 af væksthastigheden. Med en total variationskoefficient på ca. 20% i bestemmelsen af  $PP_{Max}$  vil dette være helt urealistisk. Vi må derfor konkludere på baggrund af den tætte sammenhæng mellem  $PP_{Max}$  og koncentrationen af klorofyl og sammenhængen mellem den dybdeintegrerede primærproduktion og arealkoncentrationen af klorofyl, at der ved primærproduktionsbestemmelser primært tilvejebringes et indirekte mål for biomassen af planktonalger.

## 5.4 Er der sket en udvikling i fytoplankton?

Som vi har vist i afsnit 5.2 er en stor del af variationen i fytoplanktonbiomassen bestemt af kvælstofbelastningen, mens variationer i fosforbelastningen gennem perioden 1989-1994 ikke indgår i forklaringsmodellerne. Gennem den undersøgte periode er det således især år-til-år variationer i kvælstofbelastningen, der har haft betydning for udviklingen af fytoplanktonet, og i overenstemmelse hermed viser analyser (lineær regression) af den tidslige udvikling i tidsvægtede

forårs-, sommer-, efterårs- og årsmidler (se amtsrapporterne) ingen generelle tendenser. Det udelukker imidlertid ikke, at den reduktionen i fosforbelastningen, som er slæt igennem i næringssaltkoncentrationen i 1990'erne, kan forventes at få en signifikant indflydelse på fytoplanktonet i de kommende år.

Det omfattende iltsvind i sommeren 1994, som blev udløst ved en kombination af uhedige meteorologiske forhold og en stor kvælstofafstrømning, medførte betydelig mortalitet hos bunddyr, inkl. filtrerende muslinger, i flere fjorde. Det reducerede græsningstryk fra bunddyrene førte til en betydelig opblomstring af planktonalger i sensommeren 1994. Hvorvidt dette forhold vil slå igennem de kommende år vil afhænge af hastigheden, hvormed muslingerne er i stand til at rekolonisere de berørte områder. For enkelte fjorde, bl.a. Roskilde Fjord i 1995 var koncentrationen af klorofyl generelt højere end forventet udfra næringsbelastningen, så effekterne af struktur-skiftet forårsaget af iltsvindet i 1994 synes således at slå igennem også i 1995.

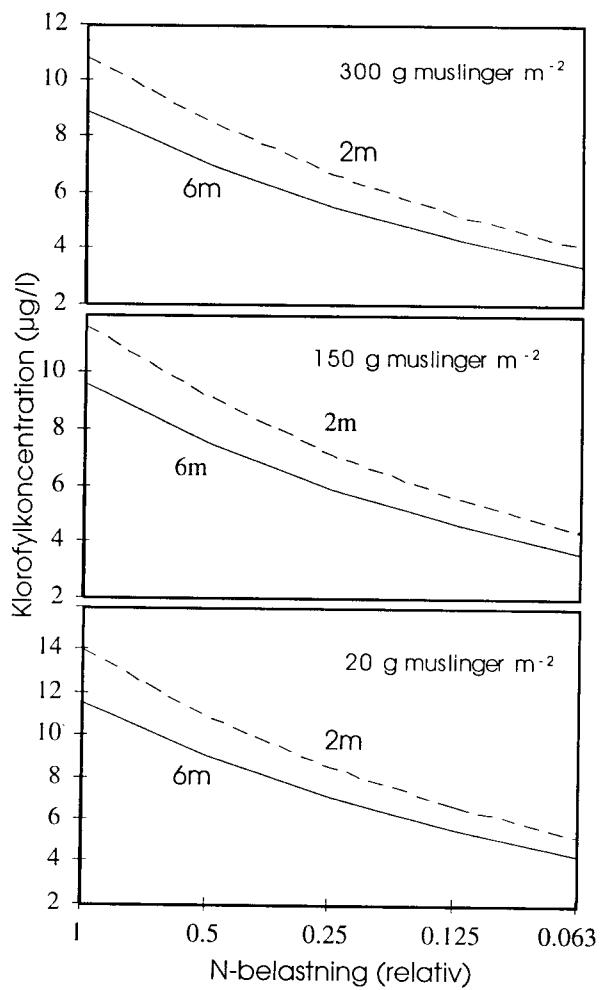
Generelt var klorofylkoncentrationerne i fjordene i 1995 "normale", dvs. der blev ikke som i 1994 observeret usædvanligt høje koncentrationer. I en række fjordområder i sydlige Østjylland, omkring Fyn og i sydlige Sjælland var klorofylkoncentrationerne under midten for de seneste 7-10 år. I nogle af fjordområderne hænger dette sandsynligvis sammen med stor udstrømning af Østersøvand i sommerperioden. Således blev der også målt saliniteter, der lå under middelsaliniteten. I Roskilde Fjord var fytoplanktonbiomassen usædvanlig høj, sandsynligvis som følge af manglende bentisk græsning. En stor del af bundfaunaen døde under iltsvindet i 1994, og faunaen var ikke retableret i 1995.

## 5.5 Mulig udvikling

I afsnit 5.2 blev der opstillet empiriske relationer mellem klorofylkoncentrationen, fjordenes dybde, belastningen med kvælstof og biomassen af filtrerende bunddyr. Med baggrund i disse relationer er der opstillet scenarier omkring fjordenes miljøtilstand under aftagende kvælstofbelastning (*figur 5-11*).

*Når N-belastningen halveres, reduceres klorofyl med 25%*

Ved en nedsat N-belastning reduceres fjordenes koncentration af klorofyl, således at algekoncentrationen nedsættes med næsten 25% hver gang N-belastningen halveres. Grundet en betydelig autokorrelation mellem N- og P-belastningen i datasættet (korrelationskoefficient = 0,93), vil der ved reduktioner i N-belastningen samtidigt reduceres i belastningen med fosfor. Ved en gennemførsel af vandmiljøplanen kan vi således forvente en forbedring af miljøkvaliteten i fjordene. Ud over den direkte effekt af lavere algeforekomster vil lysnedtrængen i vandet øges med mulighed for vækst af ålegræs på større dybder.



Figur 5-11. Effekt af reduceret kvælstofbelastning på koncentrationen af klorofyl om sommeren i hypotetiske fjorde (2 m; 6 m middeldybde) med forskellig bestand af filtrerende muslinger. X-aksen udtrykker den relative sommerbelastning midlet for 42 fjorde. Simuleringerne er sket på basis af de empiriske relationer vist i Tabel 5-9.

Sammenhængen mellem klorofylkoncentrationen og belastningen med kvælstof peger på, at produktionen i fjordene generelt i den undersøgte periode (1989-1994) har været begrænset af kvælstof. Med den gradvise ændring i forholdet mellem kvælstof og fosfor i både tilførsler og tilgængelighed, som har fundet sted siden 1989-1990 (Kapitel 4), og som må formodes at fortsætte med udtømningen af "sedimentpuljerne" af fosfor, er det det sandsynligt, at fosfor i fremtiden vil spille en stadig større rolle for produktionsforholdene i fjordene.

## 5.6 Anvendelighed i overvågningen

I overvågningen af de marine områder indgår måling af klorofylbiomasse, primærproduktion, kulstofbiomasse og artssammensætning. Som indikatorer miljøtilstandens udvikling er der specielt lagt vægt på tidsvægtede sommermidler af klorofyl og primærproduktion. I afsnit 5.2 har vi vist, at kvælstofbelastningen i det meste af vækstsæsonen forklarer en stor del af variationen i klorofylkoncentrationen

på de enkelte prøvetagningsdage. Korreleres i stedet sommermiddelværdierne af klorofyl med belastningen ses ligeledes en tæt sammenhæng med kvælstoftførslen (tabel 5-11). Kvælstofbelastningen for perioden april til august forklarer bedst variationen i sommeklorofylkoncentrationen (40%). I alle tilfælde er korrelationen til fosforbelastningen ringe. Vinter-forårsbelastningen (januar til april) kan forklare 28% af variationen. Effekten af vinterbelastningen er indirekte, og der kan derfor heller ikke forventes så god en korrelation som til sommerbelastningen. En stor del af de tilførte næringssalte vil på grund af de kortere opholdstider om vinteren føres videre ud i de åbne havområder, og giver en generel næringssstofberigelse af såvel fjordene som de vandområder de grænser op til. Effekten af vinterbelastningen bliver populært sagt fortyndet.

#### *Sommerkoncentrationen af klorofyl er en god indikator for miljøtilstanden*

Baseret på de udførte analyser kan vi konkludere, at klorofylkoncentrationen giver en god beskrivelse af miljøtilstanden og af effekten af næringssaltbelastningen til fjordene, og at sommermiddelkoncentrationen er en god indikatorvariabel.

Da klorofylkoncentrationen varierer med dybden og har forskellig vertikal udbredelse på forskellige prøvetagningsdataer og i forskellige områder bør klorofylkoncentrationen i et fremtidigt program ikke kun opgives pr liter overfladenvand, men også på arealbasis.

Tabel 5-11. Korrelationskoefficienter for sammenhængen mellem tidsvægtede sommermidler for klorofylkoncentrationen og kvælstof- og fosforbelastningen for fjordene.

N-belastning				P-belastning			
jan-feb.	jan.-apr.	apr.-aug.	maj-sep.	jan-feb.	jan-apr.	apr.-aug.	maj-sep.
0.24	0.28	0.4	0.37	0.21	0.23	0.17	0.16

Som vist kan det ikke forventes, at der ved måling af primærproduktionen kan registreres signifikante ændringer i produktiviteten. Primærproduktionen vil med de givne metoder i realiteten blive et mål for biomassen. Det kan derfor kun anbefales at primærproduktionsmålinger indgår i overvågningen på stationer, hvor der er lange tidsruter. Her vil de til gengæld være af stor værdi da der kræves lange tidsserier for at lave statistisk gode analyser af udviklingen.

#### *Dybtagende analyse af artssammensætningen er en kompliceret sag*

Artssammensætningen af fytoplankton bruges primært som støtteparameter, der giver oplysninger om strukturen i samfundet og dermed om omsætningsvejene. Ligeledes indgår artsdata i overvågningen af masseforekomster og tilstedeværelsen af potentelt giftige alger. På nuværende tidspunkt er der indsamlet et enestående datamateriale om sammensætningen af fytoplankton samfund i danske fjorde med oplysninger om volumen- og kulstofbiomasse på arts niveau, men da det endnu ikke har været genstand for en grundig analyse vides det endnu ikke, om artsanalyser af denne høje detaljeringsgrad er brugbare som indikator for miljøtilstanden. Vi har vist, at fytoplanktonet på systemniveau (ved målinger af klorofyl) kontrolleres "nedefra" ved næringssbelastningens størrelse og "overfra" af den græssende bundfauna. Dette relativt simple begrebsapparat må nødvendigvis

udvides, hvis variationer og ændringer i fytoplanktonets artssammensætning skal analyseres tilsvarende. Det vil blive nødvendigt at inddrage forhold som de enkelte arters forskellige livsstrategier, herunder sporedannelse, selektive græsningstryk fra en varierende zooplanktonartssammensætning etc. Desværre har der ikke i forbindelse med denne rapportering været ressourcer til at gennemføre et sådant arbejde. I betragtning af det unikke materiale og usikkerheden med hensyn til udfaldet af et analysearbejde bør overvågningen fortsættes på stationer med lange tidsserier.

# 6 Bundvegetation

Bundvegetationen i fjord- og kystområderne påvirkes af fysiske og kemiske faktorer i omgivelserne, og da vegetationen har en forholdsvis lang levetid, vil den afspejle områdernes vandkvalitet over en længere periode. Vegetationens dybdegrænse har fx vist sig at være en anvendelig parameter i overvågningssammenhæng, da den udviser tydelig sammenhæng med næringsstofkoncentrationen. Derimod er sammenhængen mellem eutrofieringen og vegetationens udbredelse, artssammensætning og dominansforhold endnu ikke analyseret tilbundsgående. Resultaterne fra overvågningsprogrammets landsdækkende vegetationsundersøgelser giver imidlertid mulighed for at foretage sådanne analyser. Dette kapitel indeholder bl.a. analyser af reguleringen af ålegræssets dækningsgrad og reguleringen af makroalgernes artsantal og indbyrdes dominansforhold. For at identificere næringssaltenes effekt på disse parametre er det nødvendigt også at vide i hvor høj grad andre regulerende faktorer spiller ind, og analyserne inkluderer derfor en række fysiske/kemiske faktorer som kan påvirke vegetationen.

## 6.1 Regulering af ålegræssets dybde- og arealudbredelse

Ålegræs er en nøgleorganisme i kystområderne

Ålegræs er den mest almindelige marine blomsterplante i danske farvande, hvor den dominerer vegetationen på blød bund. Ålegræs spiller en vigtig rolle i kystområderne, idet planten kan opbygge stor biomasse (ca. 700 g tørstof m<sup>-2</sup>, Pedersen & Borum 1993), være meget produktiv (ca. 2000 g tørstof m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>) og medvirke til at regulere næringsstoftransporten fra land til hav. Ålegræsbevoksninger fungerer desuden som opvækstområder for fisk og invertebrater, og sidst, men ikke mindst, øger ålegræs sedimentstabiliteten pga. sine veludviklede rhizomsystemer. Som resultat karakteriseres ålegræs som en nøgleorganisme i vores kystnære økosystemer, hvilket har medført et miljøpolitisk ønske om, at udbredelsen af ålegræs øges til tidligere tiders forekomst. Derfor er det væsentligt, at vi kender de mekanismer, som regulerer ålegræssets forekomst og udbredelse. Lyset spiller en afgørende rolle for havgræssers dybdeudbredelse (Duarte 1991), og empiriske analyser har vist, at der er en næje sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdeudbredelse (Sand-Jensen et al. 1994). Derimod eksisterer der meget lidt viden om, hvad der regulerer ålegræssets rumlige forekomst indenfor dybdegrænserne, men det er givet, at planten langt fra forekommer alle steder indenfor dens teoretisk mulige dybdegrænse. Formålet med dette afsnit er derfor at undersøge hvilke faktorer, der regulerer ålegræssets forekomst (dækning). Hypotesen er, at fysisk-kemiske faktorer som lysforhold, eksponering, bundhældning, substratttype og salinitet tilsammen regulerer ålegræssets forekomst og dækning indenfor dybdegrænserne.

## Datagrundlag og analyse-metoder

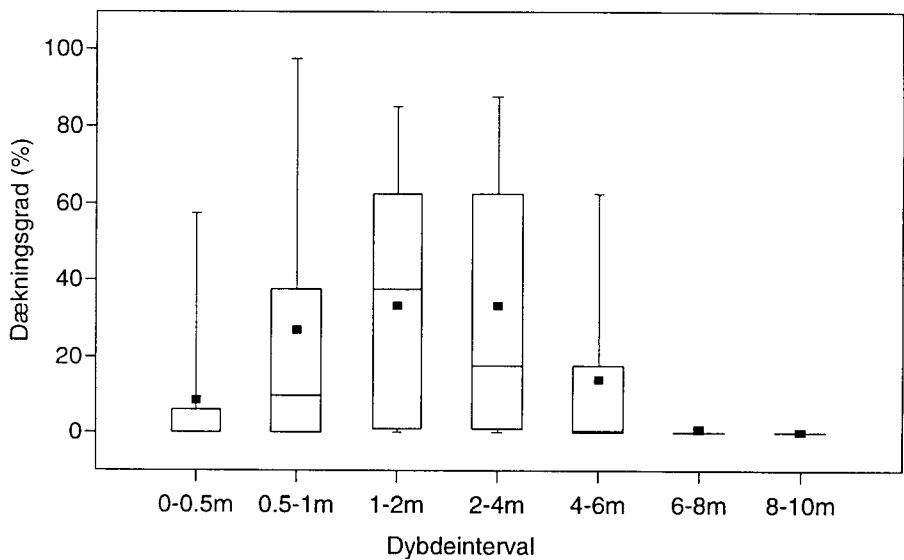
Tabel 6-1. Skala over dæk-ningsgrader.

Kategori	Dækningsgrad
1	<2%
2	2-25%
2A	2-10%
2B	10-25%
3	25-50%
4	50-75%
5	75-100%
5A	75-95%
5B	95-100%

Analysen omfatter data for ålegræssets dækningsgrad langs 85 transekter fordelt i Limfjorden, Hvirring Bugt, Århus Bugt, Kalundborg Fjord, Isefjord, Køge Bugt og langs Øresundskysten, da vi for disse transekter har oplysninger om alle de parametre, vi ønsker at inkludere i analysen. Totalt indgår 433 observationer af ålegræssets dækningsgrad på egnet substrat (dvs. blød bund) i dybdeintervallerne; 0-0.5m; 0.5-1m; 1-2m; 2-4m; 4-6m; 6-8 m og 8-14m. I hvert dybdeinter- val er ålegræssets dækningsgrad vurderet efter skalaen vist i tabel 6-1. For hvert dybdeinterval er lystilgængeligheden udtrykt som % af overfladeindstrålingen, beregnet ud fra Secchidybden (sommer-værdier) på den nærmeste vandkemistation under antagelse af, at lyset i Secchidybden svarer til 10% af overfladeindstrålingen. Den relative eksponeringsgrad i hvert dybdeinterval er beregnet ved hjælp af et udtryk, som inddrager oplysninger om vindens frie stræk (fetch), vindretning, -styrke og -hyppighed samt gennemsnitlig vanddybde. For hvert dybdeinterval er den relative eksponerings- grad beregnet i 8 forskellige kompasretninger, og den samlede eks- poneringsgrad for dybdeintervallet er udtrykt som summen af disse. Bundhældningen i hvert dybdeinterval er opmålt ved hjælp af ekko- lods-baserede profiltegninger af de enkelte transekter, og bund- forholdene i dybdeintervallerne er anslået af dykkere som %-vis forekomst af blød bund. Stationer med 100% hård bund er helt ude- ladt af analysen, da disse under ingen omstændigheder huser åle- græs. Sommerværdier for salinitet er hentet fra den nærmeste vand- kemistation. Graden af sammenhæng mellem ålegræssets dækning og lys, eksponering, bundhældning, bundforhold samt salinitet blev vurderet vha. multiple korrelationsanalyser (Product moment corre- lation) på logaritmtransformerede datasæt.

## Ålegræssets dybdefordeling

Ålegræssets gennemsnitlige dækningsgrad som funktion af vand- dybden følger et klokkeformet mønster med begrænset dækning på helt lavt vand (<1 m), størst dækning på 1-2 m dybde, og aftagende dækningsgrad i dybdeintervallet 2-14 m (figur 6-1). Ålegræs fore- kommt i varierende grad på alle de undersøgte dybdeintervaller ned til en maksimum dybde på 8-10 m. I dybdeintervallerne indenfor 0-6 m forekommer samtlige dækningsgrader (0-5), mens ålegræsset på 6-8 og 8-10 m dybde maksimalt opnår en dækning på henholdsvis 2 (dvs. op til 25%) og 1 (dvs. op til 2%, figur 6-2). I samtlige dybdein- tervaller forekommer det, at ålegræsset mangler helt på visse lokali- teter, og på helt lavt vand (0-0.5 m) samt på dybder større end 4 m er denne situation faktisk den hyppigst forekommende. Ser vi bort fra de situationer, hvor lysmangel forhindrer vækst (svarende til lysin- tensiteter <14% af overfladeindstrålingen, jf. Sand-Jensen et al. 1994), mangler ålegræs helt i ca. 25% af samtlige undersøgte områder (figur 6-2). Det er derfor tydeligt, at andre forhold end lyset også spiller en afgørende rolle for ålegræssets tæthed og horisontale udbredelse.



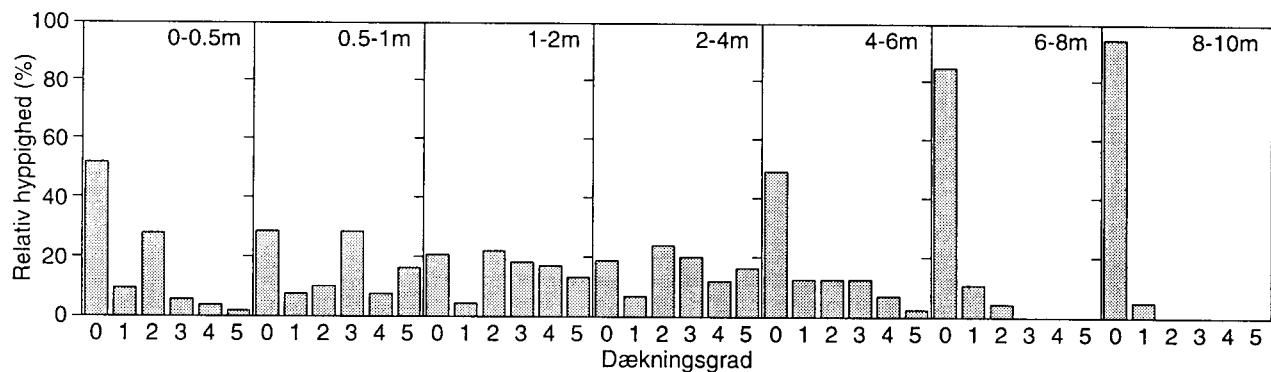
*Figur 6-1.* Fordeling af observationer af ålegræssets dækningsgrad indenfor dybdeintervaller. Kassens top, midterlinie og bund angiver hhv. 75%, 50% og 25% fraktiler, de lodrette linier angiver hhv. 95% og 5% fraktiler, ■ viser gennemsnit. Analysen er baseret på 433 observationer af dækningsgrad langs 85 transekter fordelt i Limfjorden, Hvirring Bugt, Århus Bugt, Kalundborg Fjord, Isefjord, Køge Bugt og langs Øresundskysten. I analysen er ålegræssets dækningsgrad udtrykt i %, beregnet som midterværdien for hvert dækningsgradsinterval.

#### *Sammenhænge mellem ålegræssets dækning og miljøvariable*

De undersøgte lokaliteter repræsenterer et bredt spektrum af fysiske, hydrografiske og kemiske forhold (tabel 6-2), som hver for sig - og i kombination - kan regulere ålegræssets udbredelse og dækning indenfor den lysbetingede dybdegrænse. Det klokkeformede forløb af ålegræssets dækning som funktion af dybden (figur 6-1) antyder, at forskellige forhold regulerer dækningen på forskellige vanddybder. Derfor blev sammenhængen mellem ålegræssets dækning og de forskellige miljøvariable analyseret på flere forskellige niveauer: (1) samlet analyse af datasæt fra alle dybdeintervaller, (2) separat analyse af datasæt fra vanddybder hhv. over og under dybden med maksimal dækning af ålegræs (2m) og (3) separat analyse af datasæt fra hvert enkelt dybdeinterval.

*Tabel 6-2.* Enheder, range og antallet af observationer for de parametre, analysen omfatter. I analysen er ålegræssets dækningsgrad udtrykt i %, beregnet som midterværdien for hvert dækningsgradsinterval.

Parametre	Enhed	Range	Antal
dækningsgrad	%	0-97,5	433
bundforhold	% blød bund	5-100	410
bundhældning	%	0-72	330
eksponering		0,03-8,58	414
lys	% af overfladelys	0,2-94	390
salinitet-sommer	‰	8,7-31,0	390



Figur 6-2. Relativ hyppighed af ålegræssets dækningsgrad i forskellige dybdeintervaller. Analysen er baseret på 433 observationer af dækningsgrad langs 85 transekter fordelt i Limfjorden, Hvrинг Bugt, Århus Bugt, Kalundborg Fjord, Isefjord, Køge Bugt og langs Øresundskysten.

For det samlede datasæt er dækningsgrad bedst korreleret til lys ( $r=0.38$ ,  $p<0.001$ ; tabel 6-3) og svagt korreleret til salinitet ( $r=0.12$ ,  $p<0.05$ ), mens de øvrige sammenhænge ikke er signifikante. Fortolkningen af de beregnede korrelationskoefficienter kompliceres af indbyrdes korrelationer mellem de fysiske/kemiske variable. For eksempel er eksponering og lys stærkt korrelerede ( $r=0.79$ ,  $p<0.001$ ), og eksponeringen er yderligere negativt korrelateret til bundhældning ( $r=-0.19$ ,  $p<0.001$ ) og bundforhold ( $r=-0.23$ ,  $p<0.001$ ). Interkorrelationen mellem de regulerende faktorer kan medføre, at reelle sammenhænge kan skjules eller forstærkes. Vi har derfor også beregnet den partiale korrelationskoefficient ( $rp$ ), der angiver den "direkte" sammenhæng mellem to parametre, efter at alle indirekte effekter fra andre parametre er blevet neutraliserede. De partiale korrelationskoefficienter er angivet i parentes i tabellerne, og varierer for nogle faktorers vedkommende markant fra de normale korrelationskoefficienter. Ålegræssets dækning er nu stærkere korreleret til lys ( $rp=0.57$ ) og salinitet ( $rp=0.20$ ), men også moderat negativt korreleret til eksponering ( $rp=-0.46$ ). Bundhældning og -forhold har derimod ingen betydning for dækning.

Næste trin var en analyse af datasættet opdelt efter hhv. lavt vand (0-2 m) og dybere vand (2-10 m, tabel 6-3). På lavt vand (0-2 m) er dækning moderat negativt korreleret til både eksponering ( $r=-0.41$ ,  $p<0.001$ ) og lys ( $r=-0.35$ ,  $p<0.001$ ), mens bundhældning og bundforhold ingen betydning har. Den negative sammenhæng mellem dækning og lys forekommer paradoksal, men den partiale korrelationskoefficient afslører da også, at den direkte effekt af lys alene er lig nul ( $rp=0.04$ ), mens den direkte effekt af eksponering alene er lidt svagere end oprindeligt beregnet ( $rp=-0.29$ ). På dybere vand (2-14 m) er der en moderat, positiv korrelation mellem dækning og lys ( $r=0.60$ ,  $p<0.001$ ), mens bundhældning og bundforhold fortsat ingen betydning har. Den svage positive sammenhæng mellem dækning og eksponering ( $r=0.30$ ,  $p<0.001$ ), skyldes formentlig igen interkorrelationen mellem lys og eksponering ( $r=0.51$ ,  $p<0.001$ ), idet den direkte effekt af eksponering er lig nul ( $rp=0.00$ ).

Tabel 6-3. Korrellationskoefficenter og partiale korrelationskoefficenter (i parentes) for sammenhængen mellem ålegræssets dækningsgrad og lysforhold, eksponering, bundhældning, bundforhold og salinitet. Signifikansniveauerne er angivet med \*( $p<0.1$ ), \* ( $p<0.05$ ), \*\*( $p<0.01$ ) og \*\*\*( $p<0.001$ ). Korrellationskoefficenterne er vist for det totale datasæt og for datasættet opdelt i henholdsvis øvre (0-2m) og nedre vanddybder (2-10m). Da vi kun har oplysninger om saliniteten på lokalitetsniveau (og ikke for hvert dybdeinterval), indgår denne parameter kun i analysen af det totale datasæt.

	Alle dybder 0-14m	Øvre dybder 0-2m	Nedre dybder 2-14m
dækning*lys	0.38 *** (0.57)	-0.35 *** (0.04)	0.60 ** (0.53)
dækning*eksponering	0.05 ns (-0.46)	-0.41 *** (-0.29)	0.30 *** (0.00)
dækning*hældning	-0.05 ns (0.00)	0.03 ns (0.02)	0.06 ns (0.01)
dækning*bundforhold	0.06 ns (0.03)	0.08 ns (0.01)	0.10 ns (0.08)
dækning*salinitet	0.12 (0.20)	-	-

Endelig undersøgte vi, hvorledes de to vigtigste faktorer, lys og eksponeringsgrad, regulerer ålegræssets dækning for alle dybdeintervaller separat (tabel 6-4). På helt lavt vand (0-0.5 m og 0.5-1m), hvor eksponering og lysindstråling begge er maksimale, er der ingen signifikant sammenhæng mellem dækning og de undersøgte parametre. På lidt dybere vand (1-2 m) er lyset stadig uden effekt, mens der i dybderne 2-4 m, 4-6 m og 6-8 m er en signifikant positiv sammenhæng mellem dækning og lys (r er hhv. 0.38, 0.45 og 0.27 i de tre dybdeintervaller). På de dybeste stationer (8-14 m) er der en positiv (men ikke signifikant) sammenhæng mellem lys og dækning. Den direkte effekt af lys (rp) er i alle tilfælde større end den totale effekt (r, se tabel 6-4), hvilket igen antyder de modsat rettede effekter af lys og eksponering. Eksponeringen har en signifikant negativ effekt på ålegræssets dækning på 1-2 og 2-4 m (r=-0.35 og r=-0.22), og den negative effekt er også til stede på dybere vand, om end i aftagende

Tabel 6-4. Korrellationskoefficenter og partiale korrelationskoefficenter (i parentes) for sammenhængen mellem ålegræssets dækningsgrad og hhv. lysforhold og eksponering. Signifikansniveauerne er angivet med \*( $p<0.1$ ), \* ( $p<0.05$ ), \*\*( $p<0.01$ ) og \*\*\*( $p<0.001$ ). Korrellationskoefficenterne er vist for de enkelte dybdeintervaller.

	Dybde						
	0-½ m	½-1 m	1-2 m	2-4 m	4-6 m	6-8 m	8-14 m
dækning	-0.17 ns (-0.16)	-0.33 (-0.32)	-0.05 ns (0.11)	0.38 *** (0.53)	(0.45 ***) (0.47)	0.27 (0.27)	0.22 ns (0.23)
*lys							
dækning	-0.05 ns (0.01)	-0.16 ns (-0.13)	-0.35 ** (-0.36)	-0.22 (-0.44)	0.01 ns (-0.14)	-0.07 ns (-0.08)	0.00 ns (0.07)
*eksponering							

omfang.

#### Regulering af ålegræssets dybdefordeling

Sammenfattende viser analysen, at lys og eksponering er de undersøgte faktorer, der bedst forklarer variationen i ålegræssets dækning på forskellige dybder. Lysets reguleringe effekt er marginal på lavt

maksimal dækning på mellemdybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold.

Lyset leverer energien til fotosyntesen, og den samlede lysmængde afgør derfor i sidste ende hvor meget kulstof, der netto kan indbygges i biomasse pr. tidsenhed. Jo mere lys, des større bliver nettotilvæksten og dermed muligheden for at forøge biomassen og dækningsgraden. Tæt ved overfladen, hvor lysindstrålingen er maksimal, vil planterne generelt være lysmættede, og andre faktorer vil regulere udbredelsen. På dybere vand bliver lyset hurtigt den mest begrænsende ressource og dermed en vigtig regulerende parameter.

Fysisk eksponering kan påvirke ålegræssets tilstedeværelse gennem forstyrrelse af bunden, hvilket både kan forhindre planternes initiale kolonisering og senere vækst. Fysisk eksponering kan også forårsage vandring af sandbanker, som kan begrave eksisterende populationer, og dermed ødelægge dem. Effekterne af fysisk eksponering kendes f.eks fra Endelaves østkyst, hvor ålegræspopulationerne er meget ustabile, fordi sandbankerne på lavere vand ændrer udbredelse fra år til år (Lillebæltsamarbejdet 1996). På mange ekstremt eksponerede lokaliteter, som fx langs den jyske vestkyst og den sjællandske nordkyst mangler ålegræsset helt.

Analysen kvantificerer den fysiske forstyrrelse fra vind og bølger, men herudover kan også muslingefiskeri markant reducere ålegræssets dækning på dybder ind til 1-2 m. Indførelse af forbud mod muslingefiskeri i delområder af Limfjorden i 1988 har givet mulighed for at sammenligne vegetationsudviklingen i områder der har været hhv. friholdt og udsat for muslingefiskeri. I Agerøområdet og i Nibe Bredning, som har været friholdt for skrabning, er ålegræssets dækning og dybdeudbredelse forøget, mens udviklingen i Løgstør Bredning, der ligeledes har været friholdt for fiskeri, ikke er entydig. I områder med muslingefiskeri er vegetationen negativt påvirket i større eller mindre grad. Værst så det ud i Lysen og Harre Vig, hvor arealerne med ålegræs blev reduceret med ca. 30% fra 1994 til 1995 pga. intensivt fiskeri efter muslinger i januar 1995 (Limfjordsovervågningen 1996).

På helt lavt vand (0-0.5 m og 0.5-1 m), hvor eksponering og lysindstråling begge er maksimale, er der ingen signifikant sammenhæng mellem dækning og de undersøgte parametre. Den manglende sammenhæng må skyldes, at ålegræsset her reguleres af faktorer, som vi ikke har inddraget i analysen; fx vind-bestemte vandstandsændringer, der kan resultere i blotlægning og udtørring af bevoksninger, isskuringer der kan ødelægge hele populationer, og græsning fra fugle (Clausen 1994).

I det undersøgte datamateriale er betydningen af kysthældning og bundforhold marginal sammenlignet med effekten af lys og eksponering. Stejl bundhældning kunne tænkes at påvirke ålegræspopulationerne via bølger, der brydes på den opstigende bund. Stejle undersøiske skrænter er ofte udsat for stærk erosion, og ålegræspopulationer, der findes sådanne steder, vil derfor være ustabile. Eksempler på dette er fx rapporteret fra Genner Fjord (Sønderjyllands Amt 1996). Bundhældningen kan også medvirke til at regulere bred-

den af ålegræssets udbredelsesbælte; hvis bundhældningen er stejl, vil udbredelsesbæltet være relativt snævert og vice versa. Udbredelsesbæltets bredde kan tænkes at påvirke ålegræspopulationens stabilitet gennem: (1) brede bælter har en større rekrutteringspulje i form af større frø-input og større rhizom-baseret arealtilvækst end smalle bælter (rekrutteringspuljen er afgørende for vedligeholdelse og genopretning af populationer) og, (2) brede udbredelsesbælter yder en større selvbeskyttelse overfor fysisk forstyrrelse, fordi vegetationen dæmper bølgebevægelsen. Det er derfor sandsynligt, at der findes en kritisk udbredelsesbredde, under hvilken populationen vil være særdeles sårbar overfor ekstraordinære forstyrrelser. Bundforholdene (substrattype) kunne forventes at påvirke populationens stabilitet på samme måde som bundhældningen, idet de medvirker til at regulere størrelsen af sammenhængende ålegræspopulationer.

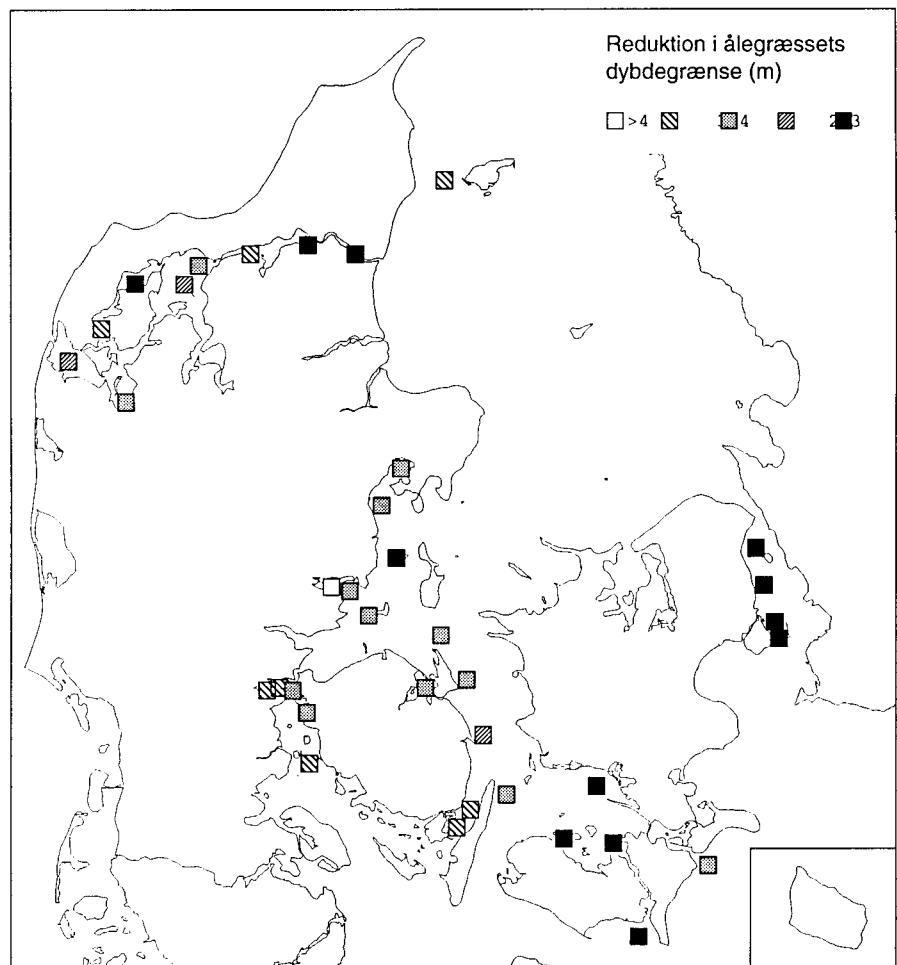
Udfra analysen vil man forvente, at ålegræspopulationer på mellemdybder er mest stabile i tid og rum, og dermed også mest forudsigelige, mens de mere udsatte populationer på henholdsvis lavt og dybt vand er mere sårbar overfor stokastiske forstyrrelser (fx storme, tørlægning, høje sommertemperaturer, lave lysintensiteter osv.) og derfor mindre forudsigelige i deres udbredelsesmønstre. Bestandene på lavt og dybt vand vil være særdeles afhængige af en stadig import af ny individer (i form af springsdygtige frø) for at kunne opretholde og genetablere forstyrrede/ødelagte populationer. Mens analysen giver information om den overordnede regulering af ålegræssets udbredelse og dækning på forskellige dybder, kan den imidlertid ikke forklare de ekstreme udsving i ålegræsbestandenes forekomst, som observeres nu og da.

## 6.2 Udvikling i ålegræssets areal- og dybdeudbredelse

### Langtidsudvikling

Ålegræssets dybdegrænse og udbredelsesareal i de danske kystvande er reduceret drastisk siden begyndelsen af århundredet, først som resultat af ålegræssygen i 1930'erne og senere pga. øget næringssaltbelastning og deraf følgende forringede lysforhold (se opsummering i Årtebjerg et al. 1992). En tilsvarende udvikling har fundet sted i tempererede kystvande verden over. Dybdeudbredelsen i de danske kystvande er mange steder reduceret med flere meter - i nogle områder svarende til en halvering af dybdeudbredelsen (*figur 6-3*). Forandringerne har været mest udprægede i fjordene, hvor ændringerne i næringsstofbelastningen også har været størst. De største reduktioner skete mellem århundredeskiftet og begyndelsen af 1970'erne, men da vegetationen ikke blev undersøgt regelmæssigt gennem denne periode kendes det præcise tidspunkt ikke; fx for Randers Fjord kan perioden dog indsnævres til mellem 1955/56 og 1974/75 og for Nissum Fjord til mellem 1966 og 1983. Mellem begyndelsen af 1970'erne og midten af 1980'erne blev vegetationsforholdene i mange lokaliteter yderligere forværret, men har herefter generelt stabiliseret sig. Ålegræssets gennemsnitlige dybdegrænse i fjordområderne i perioden 1989-94 fremgår af *figur 6-4*. Dybdegrænsen er generelt mindst i forholdsvis lukkede, næringsstofbelastede fjorde som Ringkøbing Fjord (0.8 m) og Dybsø Fjord (1.5 m), mens de største dybdegrænsen findes i mere åbne områder med stor vandudskiftning som Fakse Bugt (6.6

m) og Århus Bugt (6.1 m). Indenfor fjordene er ålegræsset ofte manglende eller meget sparsomt forekommende med ringe dybdeudbredelse i de inderste, mest næringsstofbelastede fjordafsnit; mens dybdeudbredelsen typisk forøges mod fjordmundingerne.

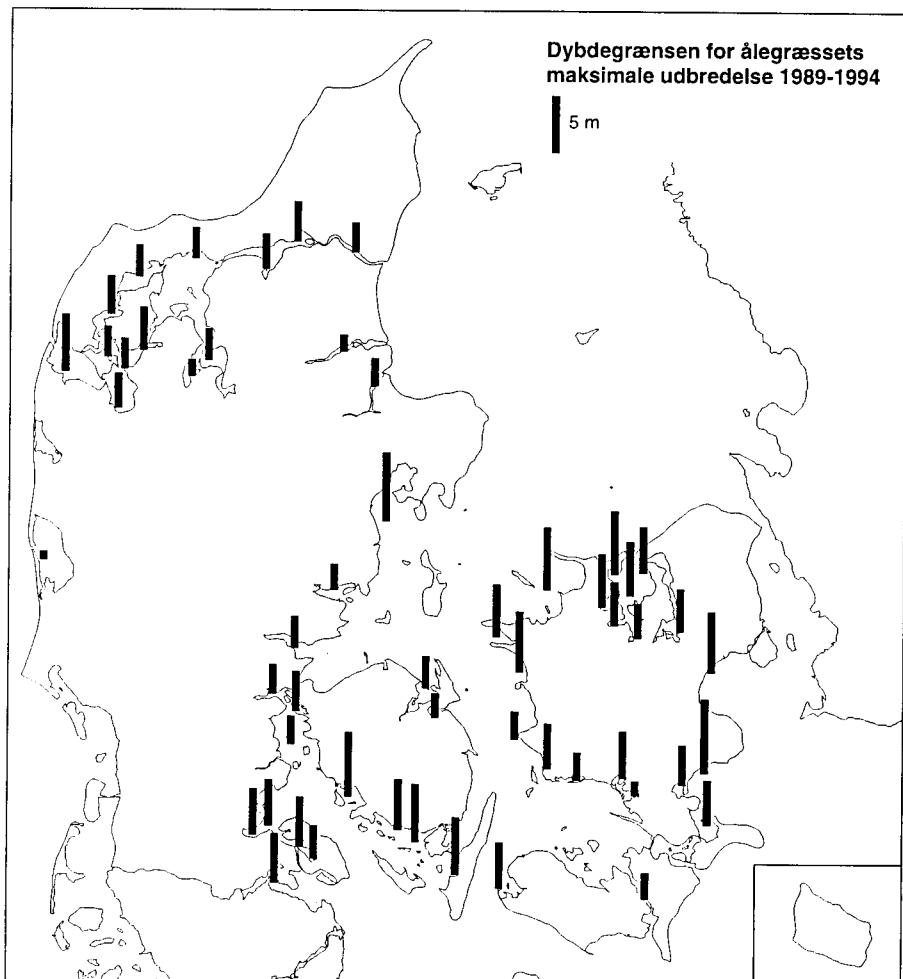


Figur 6-3. Reduktioner (m) i ålegræssets dybdegrænse fra århundredeskiftet til i dag.

#### Lokale reduktioner i ålegræsbestandene

Den mest markante udvikling fra sidst i 1980'erne til i dag er en række lokale reduktioner i ålegræsbestandene i 1992 (Ærtebjerg et al. 1993) og 1994 (Dahl et al. 1995), som varierede fra nedsat dækning eller dybdeudbredelse i nogle områder til en total eliminering af ålegræsset i andre områder. Årsagerne kendes ikke med sikkerhed, men det er sandsynligt, at de usædvanligt høje vandtemperaturer, som prægede begge somre, har svækket ålegræsset og medvirket til reduktionerne. Høje temperaturer kan bl.a. bevirkе, at respirationshastigheden overstiger fotosyntesehastigheden, så nettofotosyntesen bliver negativ (Marsh et al. 1986). Ligeledes kan kombinationen af lave iltkoncentrationer og høje svovlbrintekoncentrationer i forbindelse med iltsvind have haft en toksisk virkning på ålegræsset, idet vækspunktet ved basis af ålegræsplanten sandsynligvis er følsomt overfor svovlbrinte. Specielt 1994 var karakteriseret ved udbredte og langvarige iltsvindshændelser, og reduktionerne i ålegræsbestandene forekom generelt i områder, som var ramt af iltsvind. Herudover har dårlige lysforhold som følge af fytoplanktonopblomstringer medvirket til reduktionerne fx i Limfjorden i 1994 og 1995, ligesom massive

nedslag af blåmuslinger fx i Flensborg Fjord siden 1992 har haft en negativ effekt på ålegræsset. Reduktionerne i ålegræsbestandene ser derfor ud til at være opstået som følge af et sammenfald af uheldige omstændigheder: stille varme somre i år med rekordhøj kvælstofafstrømning har svækket ålegræsset dels direkte og dels indirekte via store fytoplanktonopblomstringer og efterfølgende iltsvind. Hyppigheden af sådanne episoder kan forventes at være størst i de mest næringsbelastede områder, hvor risikoen for iltsvind er størst.



Figur 6-4. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse i fjorde. Værdierne er gennemsnit af indrapporterede data for perioden 1989-94.

Flere lokaliteter blev ramt af reduktioner både i 1992 og 1994; det gælder fx en række sønderjyske fjorde, Randers Fjord og dele af Limfjorden (tabel 6-5). Det Sydfynske Øhav var blandt de områder, hvor ålegræsset blev hårdest ramt i 1994. Reduktionerne her var sammenfaldende med vandtemperaturer op til 24.7°C og det alvorligste iltsvind i overvågningsperioden 1976-1995, som ramte hele området i op til 3 meters dybde i august 1994. Iltsvindet blev efterfulgt af de største fytoplanktonopblomstringer og de laveste sigtdybder gennem overvågningsperioden. Ålegræsvegetationen i de iltsvindsramte områder var gult eller afbleget, og i september var der store mængder drivende og opskyllet ålegræs. Ålegræsbestandene blev fotograferet fra fly både i 1994, umiddelbart før reduktionerne fandt sted, og efterfølgende i 1995 hvor reduktionerne kunne opgøres til ca. 70-80% i dybdeintervallet 2-6 m, mens ændringerne fra 2 m og opefter var mindre markante. Gennem sommeren 1995 sås kun begrænset ny

opvækst/fremspiring af ålegræs, men i september var der mange frøplanter (20-30 skud/m<sup>2</sup>) på en række stationer i det centrale Sydfynske Øhav. Imidlertid sås også store områder med vegetationsløs sandbund og døde, sorte ålegræsrhizomer i sedimentoverfladen. På lavt vand var sådanne områder utsat for kraftig erosion, idet der var opstået huller i rhizomlaget på 20-30 cm's dybde og op til 1 m i diameter (Fyns Amt 1996).

Tabel 6-5. Udvikling i ålegræsbestandene i områder ramt af reduktioner i 1992 og/eller 1994. Udviklingen fra år til år er illustreret med følgende symboler: -- eliminering på et eller flere transekter, - reduktion, 0 uændret tilstand, + tilvækst, ++ retablering til niveau før 1992, ? ikke undersøgt. Forkortelser: dg=dybdegrænse. I Als Fjord, Haderslev Fjord og Gamborg Fjord skete reduktionerne i efteråret 1991 og i Randers Fjord mellem vegetationsundersøgelserne i 1990 og 1993.

Lokalitet	Dybde	1992	1993	1994	1995
Limfjorden generelt	lavt/dybt	+	+	-	-
- SV for Mors	lavt	-	+	-	
- Løgstør Bredning (N)	lavt	-	-	0	
- Nibe Bredning	lavt	-	-	-	-
- Langerak	0-2 m	-	-	0	
Randers Fjord	1-3 m	--	0	0	?
Hevring Bugt	1-5 m	-	?	-	?
Kolding Fjord, Gudsø Vig	0-2 m	--	0	0	+
Haderslev Fjord, ydre del	1-4 m	-	-	-	+
Genner Fjord, indre del	1-4 m	-	+	+	--
Als Fjord-indre del	lavt	--	-	-	
Augustenborg Fjord	1-4 m	--	0	-	+
Flensborg Fjord v. Brunsnæs	3-5.5 m	-	+	-	-
Odense Fjord (NV)	0-4.5 m	--	+	+	+
Kertinge Nor	0.5-3 m	-	0	-	+
Gamborg Fjord	lavt	--	0	+	+
Helnæs Bugt, tr. 6	0.5-1.5 m	0	--	0	0
Tetens Grund	0-7 m	--	?	?	++
Det Sydfynske Øhav	0.8-2 m	0	0	-	-
	2-5 m	0	0	--	-
Køge Bugt (N)	1-6 m	-	0	-	-
Roskilde Fjord, indre del	0.5-2 m	-	+	-	-

#### Genetablering af ålegræs

Ålegræs kan spredes dels vegetativt ved dannelse af sideskud og dels ved frø. Spredning ved sideskud er vigtig for opretholdelsen af eksisterende bestande (Olesen og Sand-Jensen 1994), men udvidelse af ålegræsbestande ved denne spredningsform foregår langsomt (gennemsnitshastighed ca. 16 cm pr. år fra randen af eksisterende bestande, Olesen og Sand-Jensen 1993). Rekolonisering af ålegræs foregår derfor primært ved frøspredning. Blomstrende ålegræsskud producerer op til 40.000 frø pr. m<sup>2</sup> pr. år i flerårige bestande (Olesen

1993). Frøene er relativt tunge og har derfor en tilbøjelighed til hurtigt at synke til bunds, så de højeste tætheder af frø findes i eller tæt ved bevoksningerne. Afhængig af strøm- og eksponeringsforhold kan frøene imidlertid spredes længere omkring. Blomstrende skud afsnøres typisk fra jordstænglerne og kan transporteres med strømmen væk fra den etablerede bestand. Fx viser undersøgelser fra Århus Bugt et stort spredningspotentiale, idet frøplanter var spredt til en afstand af 300-400 m fra den etablerede ålegræsbestand (Nielsen & Olesen 1994). Nyetablerede frøplanter er dog sårbar dels overfor dårlige lysforhold, idet de kun har en begrænset energireserve i frøet og i de korte jordstængler og dels overfor erosion, da de er dårligt forankrede i bunden. Mange frøplanter, som er vokset frem gennem en sommerperiode, vil derfor gå til i løbet af den efterfølgende vinter, og etablering af en ny ålegræsbestand kræver derfor, at der gennem en længere periode er gode lys og sedimentforhold.

Genetableringsprocessen kan forventes at foregå hurtigere i områder, der for nylig har været dækket af tætte ålegræsbestande end i områder, der længe har været blottet for ålegræs, fordi sedimentet i nyligt blottede områder indeholder en relativt stor frøpulje, og tilbageblevne rhizomer i nogen grad vil kunne stabilisere sedimentet og beskytte fremspirende skud mod erosion. Samtidig kan eventuelle tilbageværende skud sprede sig til større bestande og også producere nye frø. I områder, der gennem længere tid har været blottet for ålegræs, kan øget erosion og resuspension derimod betyde, at bunden ikke længere er egnet for etablering af ålegræsbestande og at suspenderet materiale kan have overtaget fytoplanktonets rolle som den vigtigste faktor for lyssvækkelsen i vandsøjen. Hvis det ikke er klorofyl, der spiller den vigtigste rolle for lyssvækkelsen i vandsøjen, vil det være længere tid før en reduktion i næringssaltbelastningen fører til forbedrede lysforhold. Fortsat resuspension efter en reduktion i næringssaltbelastningen kan derfor forventes at begrænse og forsinke ålegræssets rekolonisering (Olesen 1996). Desuden kan retableringsprocessen i sådanne områder begrænses af afstanden til nabopopulationer.

For at belyse tidsperspektiverne for retablering af ålegræsbestande i de lokaliteter, som var ramt af reduktioner i 1992 og/eller 1994, har vi i skemaform opsummeret udviklingen i bestandene (*tabel 6-5*). Ålegræsset ved Tetens Grund, Langeland, havde i 1995 genvundet en maksimal dækning på 50-75% og en dybdegrænse på 6.6 m og var dermed fuldt genetableret efter elimineringen i 1992. I den ydre del af Odense Fjord var der på trods af en total eliminering af ålegræsset i 1992 allerede året efter genetableret en relativt tæt bestand, og denne udvikling er fortsat, selvom dækningen i 1995 endnu ikke har nået niveauet fra før 1992. I Gamborg Fjord, Gudsø Vig, Augustenborg Fjord samt i de ydre dele af Haderslev Fjord er retableringen ligeledes godt i gang, mens der til gengæld endnu ikke var tegn på genetablering i Randers Fjord i 1994 og i Als Fjord i 1995. Eliminerings- og genetableringsprocessen er vist i detaljer for transekterne i Augustenborg Fjord og Gamborg Fjord gennem perioden 1989-95 (*tabel 6-6 og 6-7*). I Augustenborg Fjord var der i perioden 1989-91 tydelige årtil-år variationer i ålegræssets dækningsgrad. I 1992 forsvandt ålegræsset imidlertid totalt fra fjordens inderste, vestlige del (tr. 23V), og blev kraftigt reduceret på de øvrige transekter, hvor der kun stod

spredte skud tilbage på 0.5-2 meters dybde. Skudtætheden tiltog i 1994, og ålegræsset havde yderligere bredt sig i 1995 (tabel 6-6). I Gamborg Fjord sås et tilsvarende mønster; ålegræsset forsvandt i 1992 totalt fra fjordens inderste transekter (tr. 1) og blev reduceret til enkeltstående skud på transekterne midt i fjorden (tr. 2 og 6), mens de yderste transekter (tr. 3 og 4) var mindst berørt (tabel 6-7); også i Gamborg Fjord blev ålegræsset på de største dybder hårdst ramt. Genetableringen startede på de yderste transekter i 93/94, og havde bredt sig til de indre transekter i 1995. Alt i alt ser det derfor ud til, at genetableringen kan forløbe indenfor en overskuelig periode i mange af de områder, som blev ramt af reduktioner i 1992.

Tabel 6-6. Udvikling i ålegræssets dækningsgrad på transekterne i Augustenborg Fjord gennem perioden 1989-1995. Transekt 22, 23Ø og 23V ligger inderst mens transekt 24 ligger yderst i fjorden. Samtlige undersøgelser er foretaget i juni måned. Dækningsgraden er vurderet efter skalaen i tabel 6-1.

Transekts	Dybde	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
22 inderst-Ø	0-0.5		1					
	0.5-1	3	3	3	1			1
	1-2	4	5	4	1	1		
	2-4	4	4	4				
	4-6		1					1
23Ø inderst-Ø	0-0.5							2A
	0.5-1	5	5	4	1	1	1	3
	1-2	5	5	5	1	1	2A	2
	2-4		5	5				1
	4-6		1					
23V inderst-V	0-0.5							
	0.5-1	3	2	1				1
	1-2	4	5	5				
	2-4	3	5	5				1
	4-6		1					
24 yderst	0-0.5	2		1				
	0.5-1	2	3	3				
	1-2	2	5	4	3	2	2B	2
	2-4	3	4	4				1
	4-6							

Udover de ovenfor nævnte ændringer i ålegræsvegetationen gennem overvågningsperioden er der sket en positiv udvikling for ålegræs og andre blomsterplanter i Norsminde Fjord og ved Seden Strand inderst i Odense Fjord (se flere detaljer i afsnit 6.6). Desuden er ålegræssets dækningsgrad steget i den indre del af Kolding Fjord gennem perioden 1988-95, og i Helnæs Bugt er dybdegrænsen steget fra 4.5 m i 1990 til 6 m i 1993-95 sammenfaldende med en reduktion i mængden af trådalger. I Ringkøbing Fjord var blomsterplanternes dybdegrænse, dækningsgrad og fladeudbredelse svagt forbedret i 1995 - en udvikling der skyldtes gode vækstbetingelser for børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*) pga. lav saltholdighed i 1995 og muligvis også afspejlede en svagt forbedret sigtdybde. Dybdegrænsen i 1995 lå dog fortsat under 80 cm, og vegetationstilstanden er derfor langt fra niveauet i 1972, hvor der voksede bestande på 3.25 meters dybde. I både Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord resulterede lav saltholdighed i 1995 i, at ålegræsset forsvandt næsten fuldstændig. I Isefjorden har ålegræssets udbredelse været stigende gennem

perioden 1990-94, men den udvikling blev bremset i 1995 tilsyneladende pga. tilslamning af voksesteder.

*Tabel 6-7.* Udvikling i ålegræssets dækningsgrad på transekterne i Gamborg Fjord gennem perioden 1991-1996. Transect 1 ligger inderst i fjorden, 2 og 6 ligger midt i fjorden, mens 3 og 4 ligger yderst i fjorden. Dækningsgraden er vurderet efter skalaen i *tabel 6-1*.

Transect	Dybde	1991	1992	1993	1994	1995
1-inderst	0-0.5					
	0.5-1					1
	1-2	4				
	2-3	4				1
	3-4	1				1
	4-5					
2-midt	5-6					
	0-0.5					
	0.5-1	4			1	2A
	1-2	5A	1			1
	2-3	4			1	1
	3-4	3				1
3-yderst	4-5	2A				
	5-6	1				
	0-0.5					
	0.5-1	4				
	1-2	3			1	1
	4-5	2A				
4-yderst	5-6					
	0-0.5					
	0.5-1	5A	5A	4	4	5A
	1-2	3	2A	2B	2A	2A
	2-3	3	1	2A	1	2A
	3-4	3		2A	1	2A
	4-5	1				2A
	5-6					1

### 6.3 Regulering af artsantallet af makroalger

Artsdiversitet og miljøparametre

Arternes diversitet er regulert af et samspil af historiske, geografiske, fysiske-kemiske og biologiske faktorer. I fjorde og estuarier er det et karakteristisk mønster, at artsantallet af makroalger og andre marine organismer falder fra fjordens munding mod de indre fjordafsnit. Dette fald i artsantal tilskrives ofte faldende saltholdighed, mens variationer i artsantal mellem forskellige lokaliteter typisk forklares med variationer i bundens egnethed som substrat for makroalgernes kolonisering. Vi vil i det følgende illustrere, at også andre faktorer bidrager ved reguleringen af artsantallet af makroalger i fjordene.

De indre danske farvande er et overgangsområde mellem den saltholdige Nordsø (33‰) og den mindre salteløse Østersø (6-10‰), og de danske fjorde repræsenterer derfor et bredt spektrum af salt-

holdigheder. Gennem de indre danske farvande falder artsantallet af makroalger fra ca. 318 i Kattegat til ca. 79 ved Bornholm (Nielsen *et al.* 1995). Hvis saltholdigheden er en vigtig faktor i reguleringen af artsantallet af makroalger i fjordene, vil de nordlige fjorde indeholde det største antal arter fordi de modtager vand fra områder med højere saltholdighed og større artsrigdom end de sydlige fjorde.

Størrelsen af fjorden og andelen af en egnet hård bund for fasthæftning påvirker artsantallet af makroalger. Ifølge den klassiske øbiogeografiske teori (MacArthur og Wilson 1967) er der en positiv sammenhæng mellem antallet af arter i et område og områdets størrelse, fordi et større område indeholder flere forskelligartede levesteder for organismerne og fordi et større område øger sandsynligheden for succesfuld kolonisering og nedsætter risikoen for efterfølgende ud-døen. Analogt kan fjordene ses som områder af forskellig størrelse, der indeholder et varierende antal levesteder for makroalgerne. For makroalgernes vedkommende er specielt tilstedeværelsen af en hård bund vigtig, for at makroalgerne kan etablere sig i området.

Ved øget eutrofiering kan man forvente, at både artsantallet og arts-sammensætningen ændrer sig. Den øgede fytoplanktonvækst i vandsøjlen ved stigende eutrofiering svækker lystilgængeligheden for de bundlevende makroalger. De øgede mængder næringsstof i vandet fremmer samtidig udviklingen af de makroalger, der vokser hurtigt, har en kort levetid og kan udnytte tidvist høje næringskoncentrationer.

Formålet med denne undersøgelse er at vurdere sammenhængene mellem artsantallet af makroalger i fjordene og de hydrografiske-, fysiske- og eutrofieringsbeskrivende parametre beskrevet i *tabel 6-8*. Målet er at vurdere disse sammenhænge dels for hele fjorde (fjord-niveau) og dels for de enkelte transekter og stationer (stations-niveau). Derfor er analyserne foretaget særskilt for det samlede artsantal af makroalger i fjordene og for artsantallet af makroalger på de enkelte transekter i alle fjorde. Undersøgelsens resultater er diskuterede samlet til sidst.

#### Datagrundlag og analyse-metoder

Data for makroalger og vandkemiske parametre i fjordene stammer fra amternes undersøgelser i 1994. Da det årlige antal undersøgelser af makroalger varierer mellem amterne, har vi anvendt én undersøgelse pr. station (den sidste før 1.september 1994) for at opnå et sammenligneligt datasæt. Makroalgerne er undersøgt på mellem 1 og 33 (Limfjorden) transekter i hver fjord og er knyttet til vandkemiske data fra den nærmestliggende station. De vandkemiske data er tids-vægtede, trapez-integrerede gennemsnit for sommer og vinter månederne. Dataene er transformeret (med ln, kvadratrod eller  $1/x$ ), når det var nødvendigt for at opnå normalfordeling.

Sammenhængene mellem artsantallet på stationerne eller transekterne og forskellige parametre blev undersøgt ved simple korrelationsanalyser på alle data og regressionsanalyser på interval grupperede data (se senere). De anvendte parametre fremgår af *tabel 6-8*. Forekomsten af egnet hård bund (%) er registreret langs de samme transekter som makroalgerne, og de anvendte værdier er gennemsnit for alle dybdeintervaller. Variationskoefficienten udtrykt som standard-

afvigelsen divideret med middelværdien for observationerne af hård bund ( $CV = SD/\bar{x} * 100\%$ ) er anvendt til at beskrive forskellene i bundforhold indenfor det enkelte transekt.

Tabel 6-8. Enheder, range og antallet af observationer for de hydrografiske, fysiske og eutrofieringsbeskrivende parametre undersøgelsen omfatter.

Parameter	Enhed	Range	Antal
antal arter		1-52	202
<b>Hydrografiske</b>			
saltholdighed-sommer	%	3.4-31.0	151
saltholdighed-vinter	%	0.47-29.7	157
<b>Fysiske</b>			
hård bund -gennemsnit <sup>2</sup>	%	0-100	175
hårbund-var.coef. (CV) <sup>2</sup>	%	0-165	162
fjord areal <sup>1</sup>	km <sup>2</sup>	3.9-1500	25
fjordens potentielt bev. areal <sup>1</sup>	km <sup>2</sup>	1.0-589	18
fjordens kystlængde <sup>1</sup>	km	7.6-271.5	24
fjordens middeldybde <sup>1</sup>	m	1.0-23.0	25
fjordens volumen <sup>1</sup>	km <sup>3</sup>	0.006-7.4	25
<b>Eutrofieringsbeskrivende</b>			
Secchi-dybde	m	0.59-9.1	164
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N sommer	µmol l <sup>-1</sup>	0.24-14.6	157
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> & NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N sommer	µmol l <sup>-1</sup>	0.21-38.6	149
Total - N sommer	µmol l <sup>-1</sup>	15.7-110.5	157
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P sommer	µmol l <sup>-1</sup>	0.097-11.5	157
Total - P sommer	µmol l <sup>-1</sup>	0.52-14.0	157
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N vinter	µmol l <sup>-1</sup>	0.21-19.5	156
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> & NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N vinter	µmol l <sup>-1</sup>	6.5-319.7	156
Total - N vinter	µmol l <sup>-1</sup>	24.1-391.2	156
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P vinter	µmol l <sup>-1</sup>	0.0-9.5	157
Total - P vinter	µmol l <sup>-1</sup>	0.79-10.3	156
N-belastning <sup>1</sup>	µmol l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	11.8-4221	25
P-belastning <sup>1</sup>	µmol l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.16-98	25

<sup>1</sup> Parameter kun anvendt i undersøgelsen på fjordniveau.

<sup>2</sup> Parameter kun anvendt i undersøgelsen på stationsniveau.

Sammenhængene mellem artsantallet i fjordene og forskellige parametre er undersøgt ved hjælp af simple regressionsanalyser samt ved multipel regression. Værdier for saltholdighed og koncentrationer af næringsstoffer er gennemsnit af værdierne fra alle kemistationer i fjorden. Som eutrofieringsbeskrivende parameter indgår desuden den årlige belastning (5 års middelværdi) af nitrogen og fosfor med

det tilførte ferskvand (tilført N og P i  $\mu\text{mol l}^{-1}$  fjordvand  $\text{år}^{-1}$ ). Næringsstofbelastningen burde reelt korrigeres for opholdstiderne i fjordene, så der kunne beregnes en forventet middelkoncentration i fjordvandet (analogt til Dillon og Riglers (1974) belastningsmodel for søer), men da de tilgængelige data for opholdstider udelukkende var beregnet på baggrund af ferskvandstilførslen, har vi ikke forsøgt at beregne en forventet middelkoncentration.

Arealet der var til rådighed for makroalgernes kolonisering er beskrevet med fjordens areal, kystlængde (samlet længde + bredde), volumen, middeldybde og det potentielt beovksede areal. Fjordens potentielt beovksede areal beregnede vi som arealet mellem 0 m og makroalgernes dybdegrænse. Dybdegrænsen for makroalgernes vækst er beregnet ud fra Secchi-dybden (Sand-Jensen *et al.* 1994) og størrelsen af fjordens potentielt beovksede areal er herefter bestemt ved at ekstrapolere mellem maxdybde (= 100% af arealet), middeldybde (= 50% af arealet) og 0m (= 0% af arealet). Da en stor del af bunden ikke er egnet for algevækst, er denne parameter dog overvurderet. Information om forekomsten af hård bund i hele fjorde var desværre ikke til rådighed, og derfor er denne parameter kun inkluderet i undersøgelsen på stationsniveau.

#### *Variationer i artsantal og miljøparametre*

I de undersøgte fjord- og kystområder blev i alt registreret 126 arter af makroalger fordelt på 62 arter af rødalger, 37 brunalger og 27 grønalger (*tabel 6-9*). På fjordniveau omfatter analysen 26 fjorde med mellem 5 og 41 arter af makroalger i hver (*figur 6-5a*). Desuden er artsantallet af makroalger i samtlige fjorde vist som gennemsnit for årene 1989-94 (*figur 6-5b*). På stationsniveau indgår både fjord- og kystområder i analysen og her omfatter undersøgelsen 202 transekter med 1-52 forskellige arter af makroalger (*tabel 6-8*). Fjordenes meget forskellige størrelser fremgår af værdier for minimum og maksimum af areal, potentielt beovset areal og kystlængde (*tabel 6-8*). Den største fjord (Limfjorden) er således arealmæssigt næsten 400 gange større end den mindste fjord (Haderslev Fjord). I de mest lavvandede fjorde er middeldybden 1 m (Dybsø Fjord og Nissum Fjord) mod 23 m i den dybeste (Åbenrå Fjord). Saltholdigheden varierede fra næsten ferskt vand på under 1% inderst i nogle fjorde til omkring 30% ved mundingens af de nordlige fjorde.

Secchi-dybde, koncentrationer af næringsstoffer og belastning er alle parametre, der beskriver graden af eutrofiering. Secchi-dybden varierede mellem 0.6 m og ca. 9 m. Koncentrationen af uorganisk kvælstof var generelt højere om vinteren end om sommeren, hvor en del er bundet i biomasse. Vinterkoncentrationen af nitrat var særligt høj i 1994 (Dahl *et al.* 1995). Koncentrationerne af uorganisk fosfor var derimod lidt lavere om vinteren end om sommeren, idet regenerering af fosfat fra sedimentet er en temperaturafhængig proces, som er størst om sommeren.

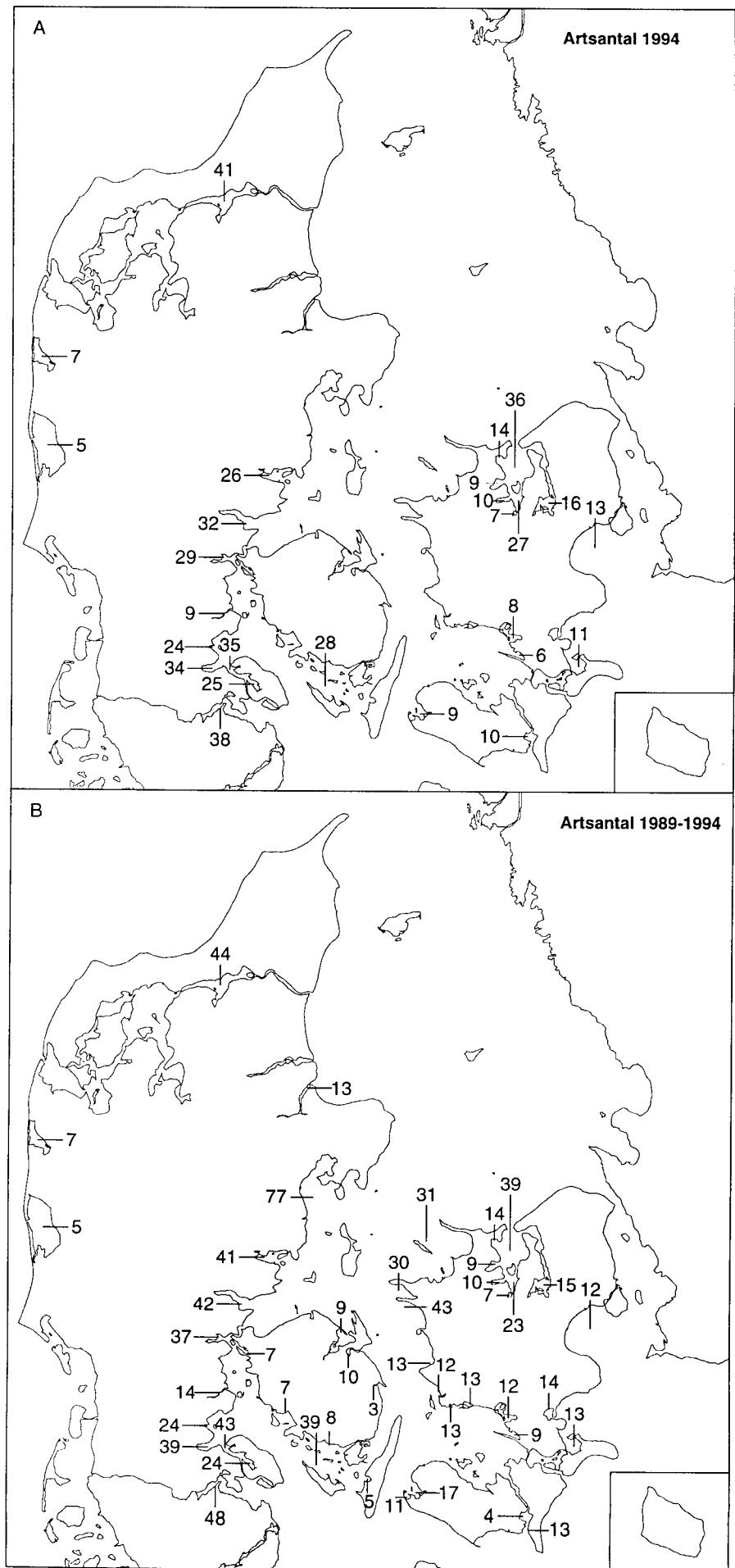
Tabel 6-9. Arter af bangiophyceae (rødalger), chlorophyceae (grønalger) og fucophyceae (brunalger) der indgår i analysen.

Bangiophyceae	Chlorophyceae	Fucophyceae
<i>Acrochaetium moniliforme</i>	<i>Acrochaete viridis</i>	<i>Chorda filum</i>
<i>Acrochaetium parvulum</i>	<i>Acrosiphonia centralis</i>	<i>Chordaria flagelliformis</i>
<i>Aglaothamnion bipinnatum</i>	<i>Blidingia minima</i>	<i>Colpomenia peregrina</i>
<i>Aglaothamnion byssoides</i>	<i>Bryopsis hypnoides</i>	<i>Desmarestia aculeata</i>
<i>Aglaothamnion hookeri</i>	<i>Chaetomorpha linum</i>	<i>Desmarestia viridis</i>
<i>Ahnfeltia plicata</i>	<i>Chaetomorpha melagonium</i>	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
<i>Antithamnion cruciatum</i>	<i>Cladophora glomerata</i>	<i>Dictyota dichotoma</i>
<i>Audouinella efflorescens</i>	<i>Cladophora pygmaea</i>	<i>Ectocarpus fasciculatus</i>
<i>Audouinella membranacea</i>	<i>Cladophora rupestris</i>	<i>Ectocarpus siliculosus</i>
<i>Audouinella pectinata</i>	<i>Cladophora sericea</i>	<i>Elachista fucicola</i>
<i>Bonnemaisonia asparagoïdes</i>	<i>Codium fragile</i>	<i>Eudesme virescens</i>
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	<i>Derbesia marina</i>	<i>Fucus evanescens</i>
<i>Brongniartella byssoides</i>	<i>Enteromorpha clathrata</i>	<i>Fucus serratus</i>
<i>Callithamnion corymbosum</i>	<i>Enteromorpha compressa</i>	<i>Fucus spiralis</i>
<i>Callithamnion tetragonum</i>	<i>Enteromorpha intestinalis</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>
<i>Ceramium diaphanum</i>	<i>Enteromorpha linza</i>	<i>Gononema aecidioïdes</i>
<i>Ceramium nodulosum</i>	<i>Enteromorpha prolifera</i>	<i>Halidrys siliquosa</i>
<i>Ceramium strictum</i>	<i>Epicladia flustrae</i>	<i>Halosiphon tomentosus</i>
<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Ostreobium quekettii</i>	<i>Hincksia ovata</i>
<i>Chondrus crispus</i>	<i>Prasiola stipitata</i>	<i>Laminaria digitata</i>
<i>Colaconema daviesii</i>	<i>Rosenvingiella polyrhiza</i>	<i>Laminaria hyperborea</i>
<i>Colaconema nemalionis</i>	<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	<i>Laminaria saccharina</i>
<i>Corallina officinalis</i>	<i>Ulothrix flacca</i>	<i>Leptonematella fasciculata</i>
<i>Cruoria pellita</i>	<i>Ulva lactuca</i>	<i>Mesogloia vermiculata</i>
<i>Cystoclonium purpureum</i>	<i>Ulvaria fusca</i>	<i>Petalonia fascia</i>
<i>Dasya baillouviana</i>	<i>Uronema curvata</i>	<i>Pilayella littoralis</i>
<i>Delesseria sanguinea</i>	<i>Urospora penicilliformis</i>	<i>Ralfsia verrucosa</i>
<i>Dilsea carnosa</i>		<i>Sargassum muticum</i>
<i>Dumontia contorta</i>		<i>Scytoniphon lomentaria</i>
<i>Erythrocladia irregularis</i>		<i>Sphacelaria caespitula</i>
<i>Erythrodermis traillii</i>		<i>Sphacelaria cirrosa</i>
<i>Erythrotrichia carnea</i>		<i>Sphacelaria plumosa</i>
<i>Erythrotrichia reflexa</i>		<i>Sphaerotrichia divaricata</i>
<i>Furcellaria lumbricalis</i>		<i>Spongonema tomentosum</i>
<i>Griffithsia devoniensis</i>		<i>Stictyosiphon soriferus</i>
<i>Hildenbrandia rubra</i>		<i>Stictyosiphon tortilis</i>
<i>Lomentaria clavellosa</i>		<i>Striaria attenuata</i>
<i>Lomentaria orcadensis</i>		
<i>Meiodiscus spetsbergensis</i>		
<i>Melobesia membranacea</i>		
<i>Membranoptera alata</i>	<u>Bangiophyceae (fortsat)</u>	
<i>Nemalion multifidum</i>	<i>Polyides rotundus</i>	
<i>Odonthalia dentata</i>	<i>Polysiphonia elongata</i>	
<i>Osmundea pinnatifida</i>	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	
<i>Palmaria palmata</i>	<i>Polysiphonia fucoidea</i>	
<i>Peyssonnelia dubyi</i>	<i>Polysiphonia stricta</i>	
<i>Phycodrys rubens</i>	<i>Porphyra purpurea</i>	
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>	<i>Porphyropsis coccinea</i>	
<i>Phyllophora truncata</i>	<i>Pterothamnion plumula</i>	
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	<i>Rhodochorton purpureum</i>	
<i>Plagiospora gracilis</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>	
	<i>Spermothamnion repens</i>	

Figur 6.5 Artsantallet af makroalger (grønalger, brunalger og rødalger) i danske fjorde.

A. Data inddraget i analysen: rettidigt tilgængelige data for fjorde undersøgt i 1994 (sidste undersøgelse før 1.9.).

B. Gennemsnit af indrapporterede data for årene 1989-1994.



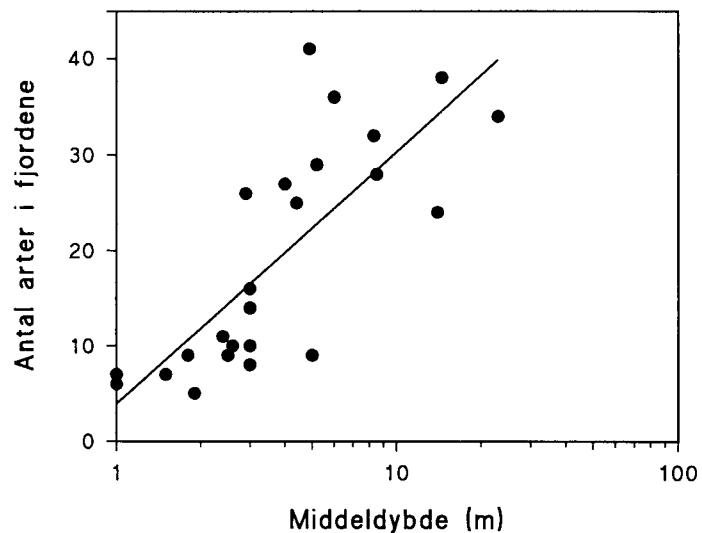
## Sammenhænge mellem artsantal i fjordene og miljøparametre

Fjordenes middeldybde er den enkelt parameter, der bedst beskriver variationen i artsantallet af makroalger mellem de 26 undersøgte fjorde. Med stigende middeldybde i fjordene stiger artsantallet af makroalger, og middeldybden forklarer 60% af variationen ( $r^2 = 0.60$ ) i artsantallet (tabel 6-10 og figur 6-6). Artsantallet stiger også signifikant med øget fjordvolumen ( $r^2 = 0.50$ ) og saltholdighed (sommer  $r^2 = 0.35$ , vinter  $r^2 = 0.28$ ), længere kystlinie ( $r^2 = 0.21$ ) og større fjordareal ( $r^2 = 0.21$ ). Derimod er der en signifikant negativ sammenhæng mellem artsantallet og belastningen med N og P via tilstrømning af ferskvand ( $r^2$  henholdsvis 0.47 og 0.43). Belastningen med N og P er, som det fremgår af tabel 6-8, beregnet pr. volumen af fjorden ( $\mu\text{mol l}^{-1} \text{år}^{-1}$ ). Hvis man i stedet beregner belastningen pr. overfladeareal af fjorden ( $\mu\text{mol km}^{-2} \text{år}^{-1}$ ) er sammenhængen med artsantallet af makroalger svagere. Fjordenes volumen er selvfølgelig stærkt korreleret med kystlængden ( $r^2 = 0.81$ ) og fjordarealet ( $r^2 = 0.85$ ), men beskriver artsantallet af makroalger bedre end disse to parametre, formentlig fordi volumen også er relateret til dybden af fjorden ( $r^2 = 0.34$ ).

Tabel 6-10. Korrelationsskoefficienter ( $r$ ) og funktioner for sammenhængen mellem makroalgernes samlede artsantal i fjordene (S) og forskellige parametre. Kun signifikante sammenhænge er vist. \*:  $P < 0.05$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*\*\*:  $P < 0.001$ .

Parameter	$r^2$	Funktion	P
Middeldybde	0.60	$S = 3.9 + 11.5 * \ln(\text{Middeldybde})$	***
Volumen	0.50	$S = 27.6 + 4.5 * \ln(\text{Volumen})$	***
N-belastning	0.47	$S = 58.5 - 4.7 * \ln(\text{N-belastning})$	***
P-belastning	0.43	$S = 41.9 - 4.6 * \ln(\text{P-belastning})$	***
Saltholdighed - sommer	0.35	$S = -5.1 + 1.6 * \text{Saltholdighed-sommer}$	***
Saltholdighed - vinter	0.28	$S = 2.1 + 1.0 * \text{Saltholdighed-vinter}$	**
$\text{NH}_4^+ \text{-N-sommer}$	0.25	$S = 16.9 + 5.5 * \ln(\text{NH}_4^+ \text{-N-sommer})$	*
Kystlængde	0.21	$S = -2.9 + 6.5 * \ln(\text{Kystlængde})$	*
Areal	0.21	$S = 6.0 + 3.5 * \ln(\text{Areal})$	*

De multiple regressionsanalyser viser, at middeldybde, saltholdighed og fjordens volumen tilsammen kan forklare 79% af variationen i artsantallet af makroalger i fjordene (tabel 6-11, figur 6-7). På grund af den høje korrelation mellem fjordvolumen og fjordareal opnås en ligeså høj forklaringsprocent, hvis fjordvolumen erstattes af fjordareal i modellen. Artsantallet af makroalger stiger i gennemsnit med 7-10 arter hver gang middeldybden forøges 2.7 gange (grundtallet e). Der er i gennemsnit 1 art mere for hver 1% forøgelse i saltholdighed og 2-3 flere arter når fjordens størrelse øges 2.7 gange i volumen eller areal. Hvis middeldybde og volumen undlades som forklarende parametre, er saltholdighed og kvælstofbelastning de parametre, der tilsammen bedst forklarer antallet af arter i fjordene ( $r^2 = 0.73$ ).



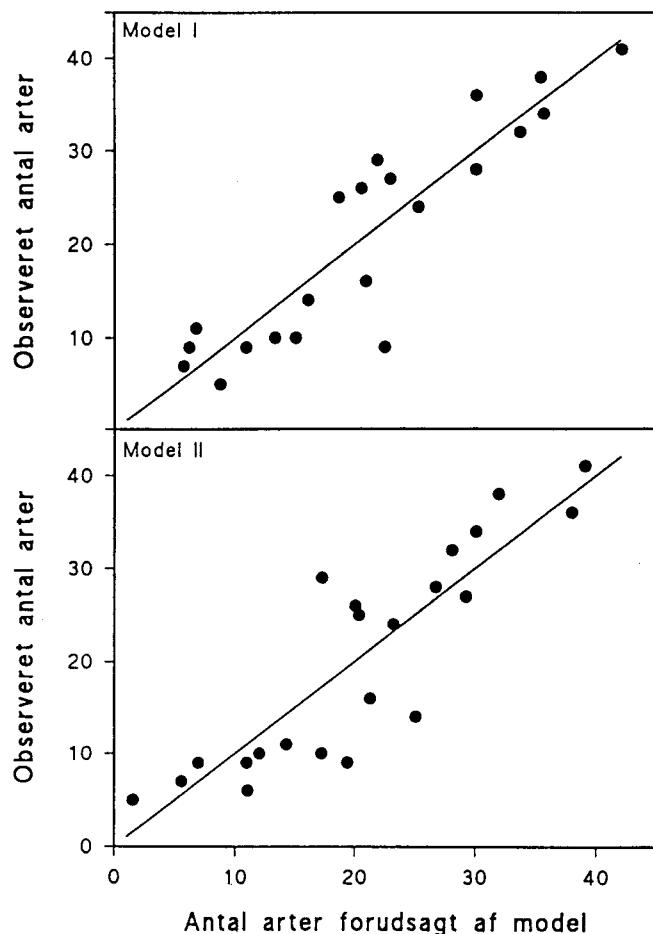
Figur 6-6. Sammenhængen mellem artsantallet af makroalger (S) i fjordene og fjordenes middeldybde (MD). Linien angiver funktionen  $S=3.8+5.3\ln(MD)$ .

Tabel 6-11. Artsantallet af makroalger i fjordene (S) som funktion af forskellige parametre fundet ved multipel liniær regression. r: korrelationsskoefficient. MD: Middeldybde (m), Sal: saltholdigheds-sommer (%), V: fjordens volumen ( $\text{km}^3$ ), A: fjordens areal ( $\text{km}^2$ ).

Model	$r^2$	P
I) $S = -3.3 + 7.3\ln(MD) + 1.1\ln(Sal) + 2.6\ln(V)$	0.79	***
$S = -20.5 + 9.7\ln(MD) + 1.1\ln(Sal) + 2.5\ln(A)$	0.78	***
II) $S = 32.3 + 1.7\ln(Sal) - 4.7\ln(N\text{-belastning})$	0.73	***

#### *Sammenhænge mellem artsantal på stationerne og miljøparametre*

Sammenhængen mellem artsantallet på stationerne og de fysisk-kemiske parametrene har generelt lave korrelationskoefficienter (Spearman rank korrelationsanalyse, tabel 6-12). De parametre, som beskriver eutrofieringen, er bedst korreleret med artsantallet på stationerne ( $r = -0.45-0.56$ ), mens forekomsten af hård bund er lidt dårligere korreleret med artsantallet ( $r = 0.40$ ). Artsantallet er positivt korreleret til forekomsten af hård bund og til Secchi-dybden, men derimod negativt korreleret til koncentrationerne af næringsstofferne.



Figur 6-7. Sammenhængen mellem det faktisk observerede artsantal af makroalger i fjordene og antal arter forudsagt ved multipel lineær regression. I model I er artsantallet i fjordene forudsagt ved en kombination af middeldybde, saltholdighed og fjordens volumen. Artsantallet i model II er forudsagt ved en kombination af saltholdighed og kvælstofbelastning. Linierne viser forløbet, hvis artsantallet forudsagt af modellerne svarede præcist til det observerede antal (forholdet 1:1).

Tabel 6-12. Spearman rank korrelationskoefficienter ( $r$ ) for sammenhængen mellem artsantallet af makroalger på stationerne og forskellige parametre. I tabellen er kun korrelationskoefficienter større end 0.35 vist. \*  $P<0.05$ , \*\*\*  $P<0.001$ .

Parameter	$r$	n	P
Secchi-dybde	0.56	179	***
Total uorg. N - vinter	-0.55	171	***
Total N - vinter	-0.52	171	***
Total P - sommer/vinter	-0.51	171	***
Total N - sommer	-0.45	172	***
Hård bund - gennemsnit	0.40	192	***
Saltholdighed - vinter	0.37	172	*

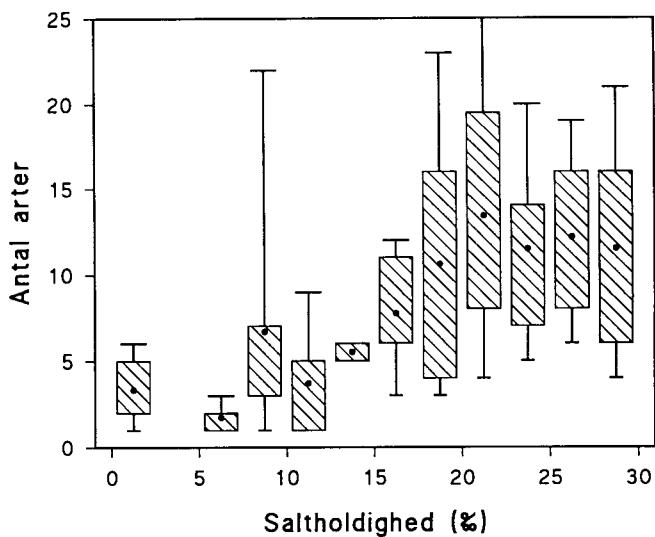
Vi forsøgte at opnå en bedre model til beskrivelse af artsantallet ved at lade flere parametre indgå i de multiple regressioner. Det statistisk set bedste resultat blev opnået ved at kombinere forekomsten af hård bund, saltholdigheden om vinteren og koncentrationen af fosfat om vinteren. Disse parametre forklarer tilsammen 26% af variationen mellem stationerne. De relativt svage sammenhænge mellem artsantal og de udvalgte parametre tyder på store variationer i datasættet. Afvigelserne opstår af flere grunde. Dels kan lokale forhold påvirke tilstedeværelsen af arter på de enkelte stationer. Dels kan selvfølgelig forskelligt tidsforbrug og øvethed i analysen påvirke antallet af registrerede arter og identifikationen af arterne.

For at tage højde for spredningen i datasættet gik vi et skridt videre i analysen og grupperede, for hver parameter, dataene i intervaller og anvendte det gennemsnitlige antal makroalger indenfor hvert interval i de efterfølgende regressionsanalyser (*tabel 6-13*). Denne procedure er anvendt for parametrene angivet i *tabel 6-12*. Dog er næringsstofkoncentrationen kun repræsenteret ved én parameter nemlig total uorganisk N ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  og  $\text{NH}_4^+$ ). Parametrenes forklaringskraft er selvfølgelig væsentligt større ved denne metode, da variabiliteten bevidst er mindsket ved at benytte middelværdier i de enkelte intervaller (*tabel 6-13*). Secchi-dybden forklarer således hele 98% af variationen i datasættet, saltholdighed og uorganisk kvælstof forklarer 80%, mens den procentvise forekomst af hård bund forklarer 30 % af variationen. *Figur 6-8* viser artsantallet af makroalger indenfor hvert interval af saltholdighed. På trods af spredningen i datasættet er det tydeligt, at middelartsantallet af makroalger stiger med øget middelsaltholdighed. Den lineære regressionsmodel passer bedst til punkternes forløb, selvom der er en tendens til en afbøjning af kurven ved høje saltholdigheder; det vil sige en tendens til, at artsantallet af makroalger mættes ved de høje saltholdigheder.

*Tabel 6-13.* Korrelationskoefficienter ( $r$ ) og funktioner for sammenhængen mellem artsantallet af makroalger på stationerne og forskellige parametre. Artsantallet ( $\bar{S}$ ) er det gennemsnitlige antal i de angivne intervaller. \*  $P<0.05$ , \*\*\*  $P<0.001$ .

Parameter	Interval	Funktion	$r^2$	P
Secchi-dybde (SD)	1 m	$1/\bar{S}=0.048+0.17*(1/SD)$	0.98	***
Total uorg. N (TUN)	0.3 ln enheder	$\bar{S}=21.8-3.39*\ln TUN$	0.80	***
Saltholdighed (SAL)	2.5‰	$\bar{S}=1.3+0.42*SAL$	0.80	***
Hård bund - gennemsnit (B)	7.5%	$\bar{S}=2.8+0.018*B$	0.30	*

Dernæst blev forklaringskraften for de øvrige parametre testet efter, at der var taget højde for effekten af saltholdighed på artsantallet. Dette blev gjort ved at gentage analysen med residualerne (R) fra den lineære regression mellem artsantal og saltholdighed. Disse residualer repræsenterer forskellen mellem antallet af arter, der blev forudsagt af modellen og det faktiske antal af arter, der var observeret på stationerne. Analysen blev igen udført med data grupperet i interval-



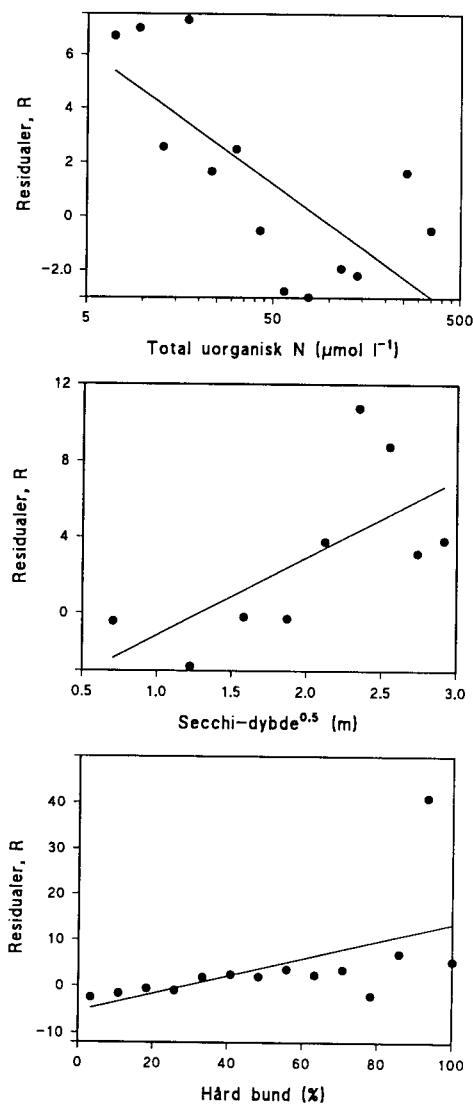
Figur 6-8. Variationen i artsantallet af makroalger på stationerne indenfor hvert interval af saltholdighed. De mørke cirkler viser gennemsnittet indenfor hvert interval, de skraverede bokse angiver 25%-75% percentiler og de lodrette linier markerer 10% - 90% percentilerne.

ler, men nu med gennemsnittet af residualerne indenfor hvert interval. De eutrofieringsbeskrivende parametre, total uorganisk N og Secchi-dybden, forklarer henholdsvis 53 og 39% og forekomsten af hård bund 29% af variationen i residualerne (figur 6-9 og tabel 6-14). Ved en given saltholdighed stiger artsantallet af makroalger i gennemsnit med 3-4 arter med kvadratroden til Secchi-dybden. Artsantallet reduceres med ca. 2 arter når koncentrationen af total uorganisk N stiger 2.7 gange. Endelig kommer der 1 art mere til, når andelen af hård bund stiger med 5%.

Tabel 6-14. Statistiske data for regressionsanalyser mellem residualerne (R) fra den lineære regression mellem artsantal og saltholdighed og forskellige parametre. R: Residualer, forskellen mellem antallet af observerede makroalgearter i fjordene og det artsantal der forventes på baggrund af saltholdigheden, enhed: antal arter. R er gennemsnittet af residualerne i de angivne intervaller. \* P<0.05, \*\*\* P<0.001.

Parameter	Interval	Funktion	$r^2$	P
Total uorg. N (TUN)	0.3 ln enheder	R=5.9-2.1*lnTUN	0.53	**
Secchi-dybde (SD)	1 m	R=-4.8+3.6*SD <sup>0.5</sup>	0.39	0.052
Hård bund - gennemsnit (B)	7.5 %	R=-5.4+0.19*B	0.29	*

*Figur 6-9.* Sammenhængene mellem henholdsvis total uorganisk N, Secchi-dybde og andelen af hård bund og residualerne fra den lineære regression mellem artsantallet af observerede makroalger på stationerne og saltholdighed. R er gennemsnittet af residualerne indenfor intervaller af den uafhængige variabel.



#### *Regulering af makroalgerenes artsantal*

Resultaterne viser, at artsantallet i fjordene er relateret til en række forskellige faktorer, og at den statistiske kobling er afhængig af hvilken skala i form af hele fjorde eller enkelte stationer, vi betragter. For fjordene som helhed er det samlede artsantal af makroalger således især relateret til fjordenes størrelse, belastningen med N og P og saltholdigheden. I analysen på fjordniveau er der dog ikke taget højde for andelen af hård bund. På lokal skala er antallet af arter især relateret til eutrofieringen beskrevet ved Secchi-dybde og koncentrationen af næringsstoffer, men også til saltholdigheden og andelen af hård bund.

Middeldybden er den enkeltfaktor, der bedst beskriver antallet af arter i fjordene. Dette resultat bekræfter, at artsantallet reguleres af et sammenspiel af forskellige faktorer. Saltholdigheden i en dyb fjord vil være relativ høj, da den modtager mest af det tungere saltholdige vand, der ofte flyder ind i fjorden langs bunden. I dybe fjorde er koncentrationen af næringsstoffer desuden gennemgående mindre på grund af større fortyndning i vandmasserne end i lavvandede fjorde. En større middeldybde betyder også, at der er flere forskellige dybdezoner

repræsenteret, og fjorden byder derfor på flere muligheder for, at alger med forskellige krav til levestedet kan kolonisere. Både saltholdighed, næringsstofbelastning og arealet er da også hver især signifikant relateret til artsantallet.

Saltholdigheden er af væsentlig betydning for artsantallet af makroalger i fjordene, men forklaringskraften af saltholdigheden som enkeltparameter, var forholdsvis lille ( $r^2=0.35$ ). Den svage sammenhæng mellem artsantallet og saltholdigheden illustreres ved, at to af de fjorde, der indeholder det største artsantal, er den salte Limfjord (26%, 41 arter) og den mere brakke Flensborg Fjord (14%, 38 arter).

Der er gennemgående registreret få arter af makroalger i fjordene, sammenlignet med det antal, der er registreret i deres kildeområder (fx 318 i Kattegat og 128 i området syd for Drogden til Falsterbo, Nielsen *et al.* 1995), selv om det dog skal bemærkes, at undersøgelserne af Nielsen *et al.* (1995) var mere intensive end amternes transekundersøgelser. Artsrigdommen i kildeområderne er så stor i alle områder, at den formentlig kan understøtte meget større artsdiversitet i fjordene, end der er fundet, og den ser derfor ud til at have mindre betydning for antallet af arter i fjordene end de aktuelle fysiske og kemiske betingelser i fjorden.

Artsantallet af makroalger i fjordene er bedre relateret til belastningen med N og P end til de gennemsnitlige næringsstofkoncentrationerne. Værdierne for belastning med N og P repræsenterer et gennemsnit af 5 års målinger, mens koncentrationerne af næringsstoffer er gennemsnit af målinger i sommeren og vinteren i 1994. Gennemsnit af målinger over længere perioder giver generelt en bedre beskrivelse af forholdene end enkelte målinger eller gennemsnit over kortere tid, idet betydningen af tilfældige variationer bliver mindsket. Flere tidlige sæsoners spredning, kolonisering og vækst af makroalger er desuden fundamentet for sammensætningen af det aktuelle makroalgesamfund. Makroalgesamfundets reaktion på en mindre tilførsel af næringsstoffer vil således ikke være øjeblikkelig, idet det tager tid, før arterne spredes og rekoloniserer et område, hvorfra de har været forsvundet. Omvendt vil et makroalgesamfund med store bestande i god vækst kunne modstå dårlige vækstforhold i perioder uden, at arterne forsvinder. Derfor beskriver gennemsnit af de tidlige års belastning med næringsstoffer bedre effekten af eutrofiering end værdierne for 1994, der var et år med usædvanligt høje næringskoncentrationer.

I store fjorde med lange kyststrækninger er der større sandsynlighed for, at der findes mange og større områder med egnet substrat for fasthæftning og kolonisering af makroalger end i små fjorde. De store områder kan rumme flere arter og større populationer end mindre områder. Makroalgernes risiko for at forsvinde under ugunstige perioder bliver også mindre med større populationer. Men sker det, at en art uddør lokalt, vil sandsynligheden for at også spredningsstadier finder frem og rekoloniserer området igen være større jo flere bestande, der findes i fjorden, og jo større målområdet er. Store fjorde med høj saltholdighed og en lille belastning af næringsstoffer kan altså forventes at indeholde flest arter af makroalger. Men på forskel-

lige stationer i fjordene er det især eutrofieringen, der har betydning for artsantallet.

Graden af eutrofiering påvirker tydeligt artsantallet af makroalger på de enkelte stationer. Artsantallet er mindst på stationer med høje koncentrationer af næringsstoffer og lille Secchi-dybde. Secchi-dybden er god til at forklare variationen i artsantallet, måske fordi den bedst beskriver forholdene i næringsrige områder. De hurtigtvoksende makroalger, der ofte forekommer i mere eutrofierede områder, vokser i konkurrence med fytoplankton. I områder, hvor fytoplankton dominerer, vil lysgennemtrængningen i vandsøjlen være dårlig, og kun få af de hurtigtvoksende makroalger vil forekomme. I andre områder, hvor de hurtigtvoksende makroalger har opnået dominans, vil lysforholdene i vandsøjlen derimod være gode og Secchi-dybderne derfor større. Denne balance mellem samfund domineret af fytoplankton og samfund domineret af de hurtigtvoksende makroalger vil påvirkes af Secchi-dybden, men ikke nødvendigvis af koncentrationen af næringsstoffer.

Gradienterne i saltholdighed og næringskoncentrationer i fjordene har typisk et parallelt forløb, idet ferskvandet har høje næringskoncentrationer i forhold til det salte vand. Det kan derfor være vanskeligt at bedømme, hvilken af de to faktorer, der har størst betydning. Undersøgelsen viser imidlertid, at når vi har taget højde for effekten af saltholdighed, kan den totale koncentration af uorganisk N forklare en stor del af den resterende variationen i artsantallet, så der findes tydeligvis en direkte næringseffekt uover fortyndingseffekten og saltholdigheden i fjorden.

## 6.4 Regulering af skift i dominans af makroalger

### *Artssammensætning og dominansforhold*

Et samfund er ikke alene karakteriseret ved antallet af arter, men også ved sammensætningen af arterne og deres indbyrdes dominansforhold. Artssammensætningen og dominansforholdene er, ligesom artsantallet, reguleret i et samspil mellem historiske, biologiske og fysisk-kemiske faktorer.

Ændringer i sammensætningen af arter og arternes indbyrdes dominansforhold kan indikere ændret belastningstilstand af et område. Dette aspekt er selvfølgelig særligt interessant ved vurderingen af de biologiske effekter af den menneskeskabte forurening og forstyrrelse. En grafisk metode baseret på log-normal fordelingen af individer pr. art, er blevet foreslået af Gray og Mirza (1979) til at påvise ændringer i biologiske samfund forårsaget af forurening. De biologiske forklaringer på ændringerne i fordelingsmønstre tager udgangspunkt i, at der i et samfund i lige vægt vil være tre markante artsgrupper (Ugland og Gray 1982). Først en gruppe af arter med en lille forekomst (såkaldte sjældne arter), der indbefatter 50-70% af det samlede antal arter. Den anden gruppe består af få arter med en moderat forekomst. Den tredje gruppe, der omfatter et endnu mindre antal, består af meget dominerende arter. Ved øget forurening vil arter, der nemt tilpasser sig eller begunstiges af forurening, øge deres forekomst, mens arter med dårligere tilpasningsevne vil blive mindre almindelige (Ugland og Gray 1982). Gray (1979) fandt, at den første

effekt ved organisk berigelse af marine bundlevende samfund er, at gruppen af arter med en moderat forekomst bliver mere dominerende. Den øgede udbredelse af de moderat forekommende arter sker, før de sjældne arter forsvinder. De ændrede fordelingsmønstre vil kunne påvises ved grafiske afbildninger og afvigelser fra log-normalfordelingen, selv om man ved tolkningen skal tage højde for, at også andre forhold end eutrofieringen kan påvirke arternes fordelingsmønstre. Den skitserede metode (log-normal) til at beskrive arternes udbredelse forudsætter imidlertid, at man undersøger store arealer og mange arter. Metoden kan derfor ikke direkte overføres til makroalgesamfundene i fjordene, men de karakteristiske ændringer i de biologiske samfunds struktur ved øget forurening, er sandsynligvis fuldt gyldige også på mindre skala. I de danske fjorde sker den vigtigste forurening i form af tilførslen af næringsstoffer. Vi vil derfor teste, om der findes karakteristiske mønstre i arternes relative hyppighedsfordeling og i makroalgernes dominans med varierende eutrofiering. Undersøgelsen er foreløbig kun udført for udvalgte fjorde og transekter.

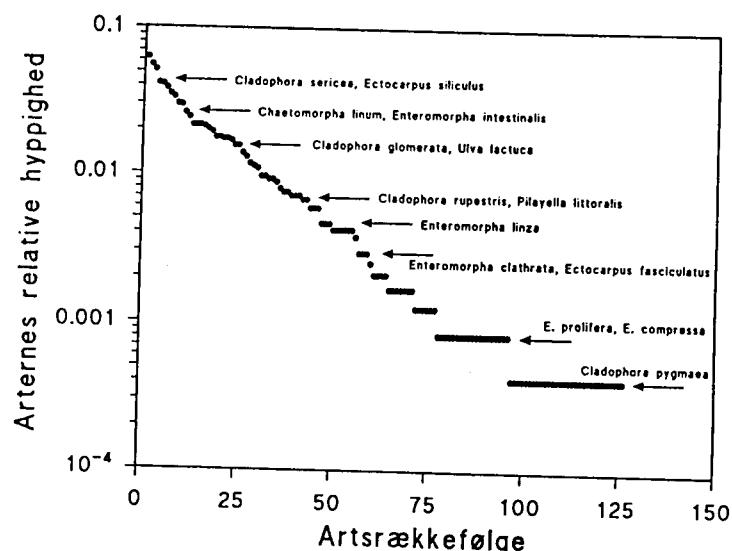
#### Beregning af makroalgernes relative hyppighed

Arternes relative hyppighed er beregnet dels på landsplan, dels for udvalgte fjorde og dels for stationer i disse fjorde. Den relative hyppighed af makroalgearter på landsplan blev beregnet som antallet af observationer af hver art i forhold til det samlede antal observationer af alle arter. Ved denne beregning blev anvendt samme datasæt som i afsnit 6.3. Arternes relative hyppighed i udvalgte fjorde og på de enkelte stationer i disse fjorde blev beregnet på baggrund af den arts-spesifikke dækningsgrad, som er vurderet for hvert dybdeinterval langs transekterne (se skala for dækningsgrader, *tabel 6-1*). En arts relative hyppighed på transekter og i fjorde blev derfor beregnet som summen af dækningsgraderne (%) for arten (registreret i dybdeintervaller langs hhv. det enkelte transekt og alle transekter i fjorden) i forhold til summen af dækningsgraderne (%) for alle arterne. Denne beregningsmetode er ikke optimal, men kan dog illustrere arternes indbyrdes dominansforhold.

Arternes relative hyppighed er illustreret på figurer med den relative hyppighed på y-aksen (logaritmisk akse) og artsrækkefølgen på x-aksen. Arterne er opstillet i rækkefølge efter faldende dominans. På hver figur er flere artsrækkefølger vist forskudt i forhold til hinanden for bedre at kunne sammenligne de forskellige fjorde og transekter.

#### Mønstre i artssammensætning og dominansforhold

*Figur 6-10* viser den relative hyppighed af alle de 126 arter, der indgår i undersøgelsen. Tre arter af makroalger blev registreret på mere end 100 stationer. Arterne var *Polysiphonia fucoides* (149 stationer), *Ceramium nodulosum* (132 stationer) og *Fucus versiculosus* (122 stationer). Mange arter blev kun observeret få gange, og 49 arter blev blot observeret på 1 eller 2 stationer. Den relative hyppighed af de makroalger, der vokser hurtigt, har en kort levetid og kan udnytte tid-vist høje næringskoncentrationer er vist på *figur 6-10*. Det er makroalger med fællesbetegnelsen eutrofieringsbetingede. Deres relative hyppigheder er jævnt fordelt over hele artsrækkefølgen, idet de både forekommer som sjældne og som mere dominerende arter.

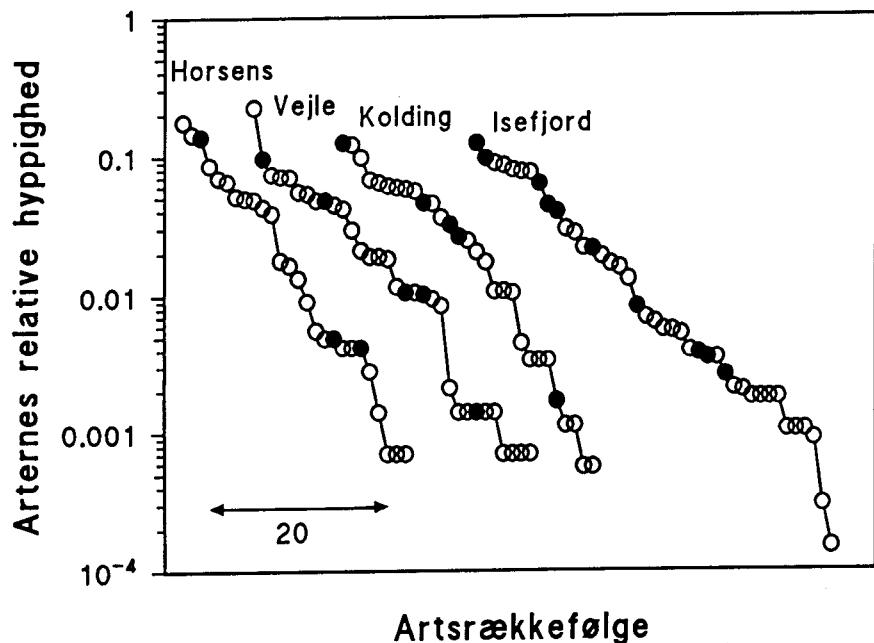


Figur 6-10. Den relative hyppighedsfordeling af alle 126 arter af makroalger, der indgår i undersøgelsen. Den relative hyppighed af de arter af makroalger, der kan betegnes som eutrofieringsbetingede er markeret.

Hyppighedsfordelingerne af makroalgarter i de østjyske fjorde, Horsens Fjord, Vejle Fjord og Kolding Fjord, er relativt ens (figur 6-11). Arternes relative hyppighed falder jævnt fra de mest udbredte mod de mere sjældne arter, og de gennemsnitlige næringssaltkoncentrationer for fjordene varierer da også mindre end en faktor 2 (tabel 6-15). Hyppighedsfordelingerne afviger fra en lige linie ved at krumme opad. Denne tendens opstår, fordi den relative hyppighed er næsten ens for mange af de arter, der har moderat forekomst. De eutrofieringsbetingede makroalger er fordelt både blandt de dominerende og de sjældne arter.

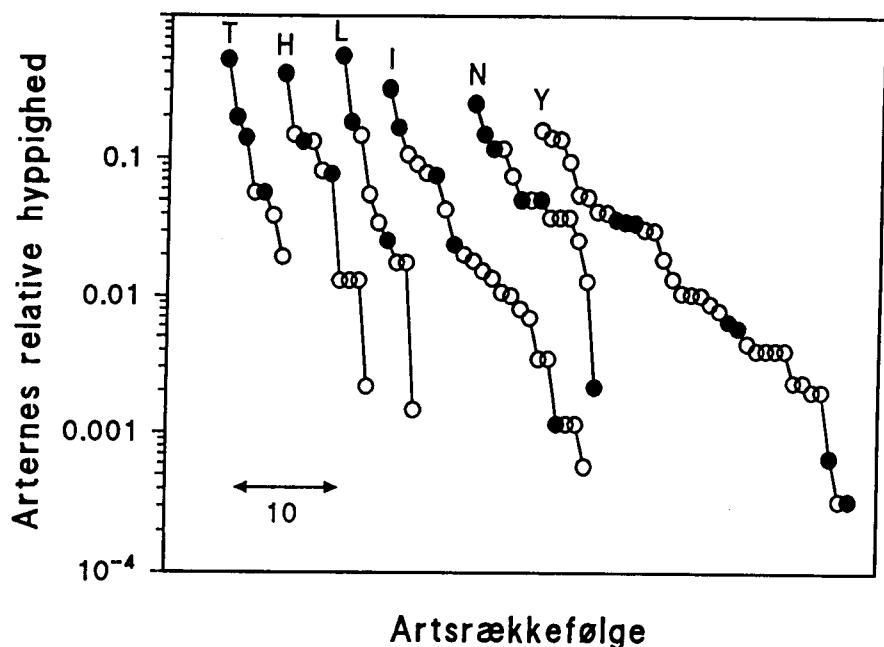
Tabel 6-15. Antallet af arter og eutrofieringsbeskrivende parametre for fjorde og fjordafsnit i figur 6-7.

Fjord	N-belastning (ton km <sup>-3</sup> år <sup>-1</sup> )	Total N-vinter (μmol l <sup>-1</sup> )	Total uorg. N-vinter (μmol l <sup>-1</sup> )	Antal arter
Horsens Fjord	19400	101	82	
Vejle Fjord	4388	60	41	26
Kolding Fjord	13896	79	61	32
Indre	-	121	99	29
Midt	-	78	61	6
Ydre	-	40	24	10-11
Isefjord				20-29
Tempelkrog	41450	-	-	41
Holbæk Fjord	19400	99	78	7
Lammefjord	9489	70	53	10
Inderbredning	1499	99	78	9
Nykøbing Fjord	2783	50	29	22
Yderbredning	178	51	29	14
				34



Figur 6-11. Den relative hyppighedsfordeling af makroalgearterne i Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord og Isefjorden. De eutrofieringsbetingede makroalger er markeret med udfyldte cirkler (arter der går under betegnelsen eutrofieringsbetingede kan ses på figur 6-10). Størrelsesordenen viser udstrækningen af tyve arter på x-aksen.

Isefjord indeholder flere arter af makroalger og også flere eutrofieringsbetingede makroalger sammenlignet med de østjyske fjorde. Arternes relative hyppighed er, ligesom i de østjyske fjorde, jævnt faldende fra de mest udbredte mod de mere sjeldne arter, men der er en tendens til, at de eutrofieringsbetingede arter er mere udbredte i Isefjord end i de østjyske fjorde. Isefjorden omfatter flere mindre fjorde med forskellige mønstre i makroalgernes forekomst (figur 6-12). Fordelingen af arternes relative hyppighed i Yderbredning ligner mønstret for de østjyske fjorde, men de eutrofieringsbetingede makroalger forekommer mindre hyppigt i Yderbredning. Yderbredning har da også et lavt næringsstofniveau sammenlignet med de øvrige fjorde (tabel 6-15). Hyppighedsfordelingerne af arterne i de øvrige delfjorde i Isefjorden er karakteriserede ved en støjere hældning. Få arter har en stor forekomst, og den relative hyppighed falder brat mellem arterne i artsrækkefølgen. Arter karakteristiske for eutrofierede forhold er tydeligvis blandt de mest udbredte i makroalgesamfundene i Isefjorden.



Figur 6-12. Den relative hyppighedsfordeling af makroalgearterne i delfjorde i Isefjordområdet. T=Tempelkrog, H=Holbæk Fjord, L=Lammefjord, I=Inderbredning, N=Nykøbing bugt, Y=Yderbredning. De eutrofieringsbetingede makroalger er markeret med udfyldte cirkler (arter der går under betegnelsen eutrofieringsbetingede kan ses på figur 6-10). Størrelsesordenen viser udstrækningen af ti arter på x-aksen.

Der er ligeledes forskellige mønstre i makroalgearternes relative hyppighed ind gennem Kolding Fjord (figur 6-13). I den yderste del af fjorden, hvor næringsstofkoncentrationerne er lave (tabel 6-15), er der mange arter med ensartet forekomst, og de eutrofieringsbetingede arter er ikke dominerende. De eutrofieringsbetingede arter er heller ikke udbredte i den midterste del af fjorden, men mønstret er tydeligt ændret, således at nogle få arter er meget udbredte og hældningen på hyppighedsfordelingen er stejlere end i yderfjorden. På de inderste stationer, hvor koncentrationen af næringsstoffer er størst, dominerer de eutrofieringsbetingede arter makroalgesamfundet, og hældningen af hyppighedsfordelingen er stejl.

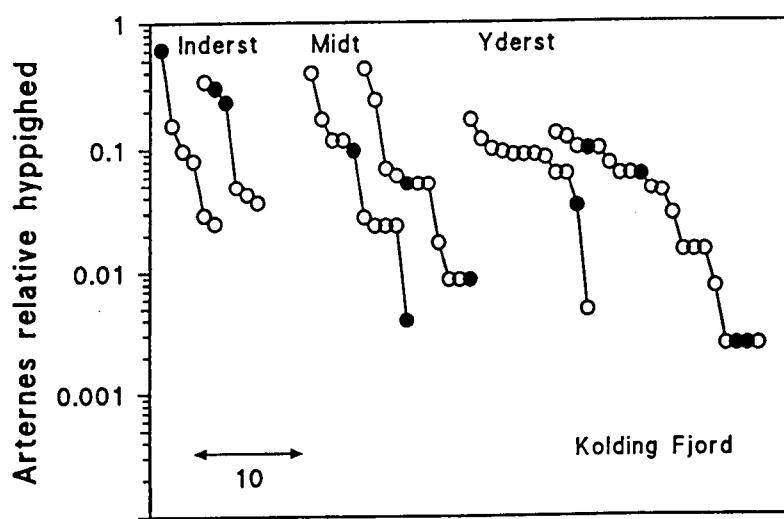
#### Eutrofiering og dominansforhold

Resultaterne viser, at graden af eutrofiering påvirker arternes sammensætning og deres indbyrdes dominansforhold. Det er karakteristisk, at makroalgesamfundene med stigende næringsstofbelastning bliver præget af få arter med høj dominans, og at forekomsten af de hurtigtvoksende makroalgearter er størst i de næringsrige områder.

Fordelingsmønstrene er meget karakteristiske i de mindre fjordafsnit og langs næringsstofgradienten i Kolding Fjord. I de mindst næringssbelastede områder falder arternes relative hyppighed jævnt fra de mest almindelige mod de mere sjældne arter, og en del arter forekommer med relativt ensartet hyppighed. Med stigende næringsbelastning bliver få makroalgearter meget dominerende, og forskellene i relativ hyppighed mellem arterne bliver stor. I de mest næringsrigtige områder er mange arter forsvundet, og makroalgesamfundet er domineret af hurtigtvoksende arter. Der er ingen synlig forskel mellem Horsens Fjord, Vejle Fjord og Kolding Fjord, men disse fjerde adskiller sig fra Isefjord ved at være mindre præget af de hurtigt voksende arter af makroalger.

Denne undersøgelse af arternes relative hyppighedsfordelinger og artssammensætningen er simpel og omfatter kun et lille antal fjorde og stationer. Resultaterne må derfor opfattes som en foreløbig påvisning af hvilke muligheder, der ligger i at relatere makroalgernes artsdiversitet og artssammensætning til menneskeskabt forurening og forstyrrelse.

Antallet af arter, artssammensætningen og arternes dominansforhold er alle vigtige parametre, når man vil beskrive makroalgesamfundets struktur. Parametrene kan beskrives grafisk, som i denne undersøgelse eller ved beregning af for eksempel diversitetsindex og mål for "evenness". Vi valgte i denne undersøgelse at præsentere resultaterne grafisk, fordi de faktiske forskelle ikke altid tydeligt kommer til udtryk i diversitetsindeks og mål for "evenness". Problemet opstår, fordi én værdi beskriver to af de parametre, man ønsker at analysere. Et diversitetsindeks er et samlet mål for antal af arter og deres indbyrdes dominansforhold, mens "evenness", der beregnes på baggrund af diversitetsindekset, karakteriserer fordelingen af sjældne og dominerende arter i et samfund. Da både artsantal og arternes dominans-



#### Artsrækkefølge

Figur 6-13. Den relative hyppighedsfordeling af makroalgearter på stationer inderst, midt og yderst i Kolding Fjord. De eutrofieringsbetingede makroalger er markeret med udfyldte cirkler (arter der går under betegnelsen eutrofieringsbetingede kan ses på figur 6-10). Størrelsесordenen viser udstrækningen af ti arter på x-aksen.

forhold er omfattet af diversitetsindekset, kan man ikke se hvilken af de to parametre, der er ændret. Desuden vil modsatrettede ændringer i parametrene, ikke ændre diversiteten. Grafiske fremstillinger har den fordel, at man kan vurdere de enkelte parametrene hver for sig, og følge hvordan de ændrer sig på en nemt tilgængelig måde. Det er samtidig muligt at få en forståelse for den samlede struktur i samfundet. Vil man derimod, udover at beskrive forskellene, også kunne kvantificere betydningen af fysiske og kemiske faktorer, er det ønskeligt at kunne sætte tal på de observerede mønstre. Artsantallet er en simpel og informativ parameter, men også afgivelser fra fordelingsmønstre (fx log-normal) kan anvendes.

Når strukturen af makroalgesamfundene relateres til fysiske og kemiske parametre, er det muligt at beskrive sammenhængene mellem makroalgernes artsdiversitet og menneskeskabt forurening og forstyrrelse med større præcision og flere detaljer. Man kan vurdere betydningen af de fysiske eller kemiske parametre enkeltvis eller i sammenhæng, og man kan påvise hvilke niveauer, der er kritiske for ændringer i makroalgesamfundenes struktur. I fjordene vil det desuden være relevant at analysere betydningen af naturlige (saltholdighed) og menneskeskabte (fx næringsstoffer) variationer i miljøet. Ved at inddrage undersøgelser over lange tidsrum kan man klarlægge, indenfor hvilke tidslige skalaer ændringerne i artsdiversitet og artssammensætning foregår. Man kan desuden følge, om makroalgesamfundets reaktion på forurening først sker ved ændringer i artsantal, artssammensætning eller arternes dominansforhold. Ved at undersøge ændringer i makroalgesamfundene over tid i områder, hvor næringsbelastningerne er reduceret, kan man vurdere tidsperspektiverne for genskabelsen af artsrike makroalgesamfund. Det vil også være muligt at fastslå, om der er forskellige effekter af lang- og korttidspåvirkninger af øget eller reduceret belastning.

## 6.5 Status for makroalgernes forekomst

På landsplan skete der ingen gennemgående ændringer i makroalgefloraen i 1995, kun i enkelte fjorde var tilstanden forandret. Dette afsnit indeholder en kort opsummering af makroalgernes tilstand i fjordene i perioden 1989-1994 og af de få markante ændringer, som skete i 1995. For flere detaljer om tilstand og udvikling i makroalgefloraen henvises til amtsrapporterne.

Det gennemsnitlige artsantal af makroalger i de danske fjorde i perioden 1989-94 varierede fra 3 arter i Holckenhavn Fjord til 77 arter i Århus Bugt (*Figur 6-5b*), og var ikke væsentligt anderledes i 1995. Generelt findes få makroalgearter i små, lavvandede fjorde med stor næringssaltbelastning, lav saltholdighed og dårlige substratforhold sammenlignet med større, dybere fjordområder med lavere næringsstofbelastning, højere saltholdighed og bedre substratforhold. Indenfor de enkelte fjorde findes generelt færrest arter i de indre fjordafsnit, mens artsrigdommen stiger mod fjordmundingerne, fx var der kun 5 arter i den indre del af Horsens Fjord mod 28 arter ved fjordens munding.

I mange fjorde er der udbredt forekomst af blød bund, som kan være voksested for blomsterplanter, kransnålalger eller løstliggende alger. Hurtigtvoksende, eutrofieringstolerante alger som krølhårstang, vandhår, søsalat og fedtemøg udgør typisk en væsentlig bestanddel af makroalgefloraen i beskyttede, næringsstofbelastede fjorde/fjordafsnit, hvor de ved skygning kan begrænse blomsterplanternes udbredelse. Det er fx tilfældet i Norsminde Fjord, mange fjorde omkring Fyn (Gamborg Fjord/nor, Holckenhavn Fjord, Tryggelev Nor, Kertinge Nor), i Storstrømsområdet (Bredningen, Nakskov Fjord, Præstø Fjord, Karrebæk Fjord, Stege Bugt og Dybsø Fjord), i større beskyttede og lavvandede områder som Det Sydfynske Øhav og især i de indre dele af fx de øst- og sønderjyske fjorde, Odense Fjord, Helnæs Bugt, Isefjorden, Roskilde Fjord og Køge Bugt. Forhøjet næringssaltbelastning kan også afspejles i forøgede mængder epifytiske alger; hvilket ofte er tilfældet i mere eksponerede områder, hvor løstliggende alger let transporteres væk. Fx er der i Århus Bugt, Kalø Vig og i Kalundborg Fjord store mængder epifytiske alger på den flerårig vegetation. I 1995 var trådalgeforekomsterne store i den inderste og midterste del af Vejle Fjord, og i Horsens Fjord og i Isefjord har udbredelsen af trådalger været stigende gennem perioden 1990-95. I Limfjorden var forekomsterne af trådalger og epifytiske alger derimod begrænsede i 1995, og det samme var tilfældet i Odense Fjord og den indre del af Roskilde Fjord. I Helnæs Bugt og i Norsminde Fjord har mængden af eutrofieringsbetegnede alger været aftagende gennem perioden 1990-95.

Mens enårlige makroalger mange steder dominerer de indre fjordafsnit, udgør de flerårlige arter en tiltagende del af det samlede artsantal mod fjordmundingerne. Dette mønster ses fx i Horsens-, Vejle-, Kolding-, Åbenrå-, Flensborg-, Kalundborg- og Roskilde Fjord samt i Isefjorden. Limfjordens makroalgevegetation bliver i tiltagende grad domineret af Sargassotang, som blev observeret for første gang i 1984 og nu findes over næsten hele fjorden.

1994 var præget af voldsomme reduktioner i udbredelsen af flerårlige rød- og brunalger på en række lokaliteter i Limfjorden, Vejle- og Kolding Fjord, de åbne kystvande omkring Fyn, Lillebælt samt i de sønderjyske fjorde. Årsagen var formentlig en kombination af høje vandtemperaturer og en stor kvælstofafstrømning, der resulterede i fytoplanktonopblomstringer, dårlige lysforhold og udbredte iltsvind (Dahl et al. 1995). Disse reduktioner var ikke genoprettede i 1995 i de pågældende fjorde. I Kolding Fjord forekom *Laminaria* arter i 1994 og 1995 kun på 2-3 ud af 18 transekter, mens den i 1993 forekom på 11 af transekterne.

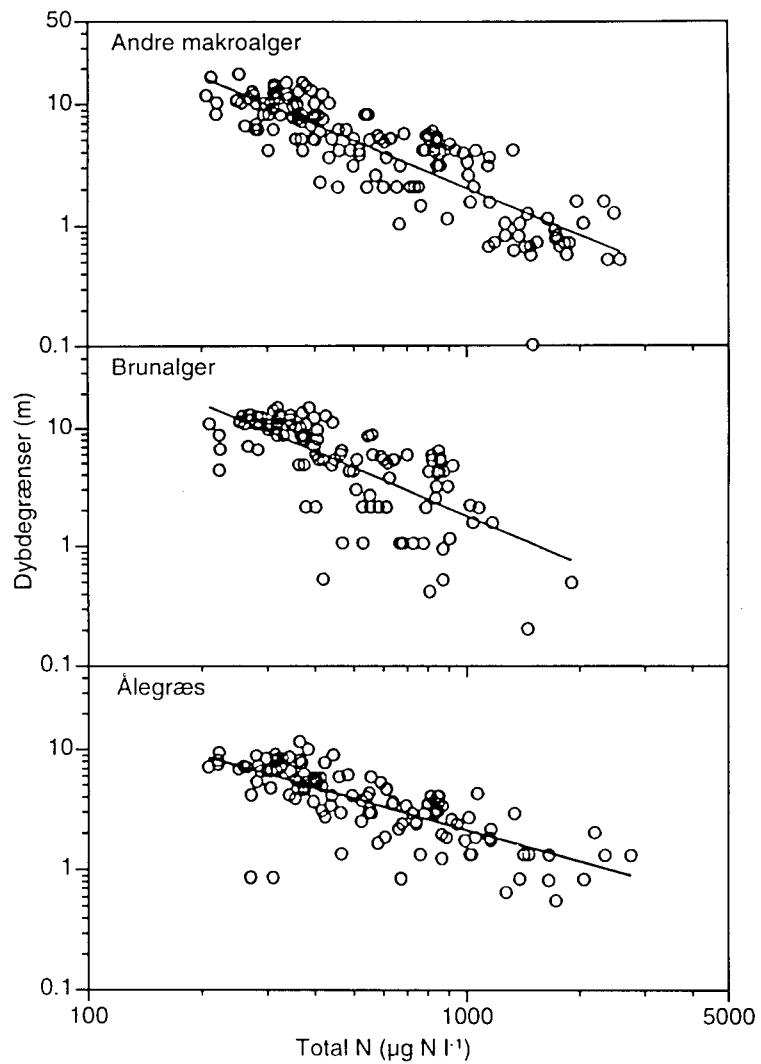
Makroalgernes dybdegrænse er i mange fjorde begrænset af mangel på egnet substrat. Dette gælder fx mange transekter i Limfjorden, Århus Bugt, Horsens-, Vejle- og Kolding Fjord; fx vokser rød- og brunalger ud til den maksimale dybde på 11.2m i Vejle yderfjord på de få transekter, hvor der findes sten. I Limfjorden blev makroalgernes dybdegrænse forringet i 1994 og yderligere forringet i 1995. Dybdegrænsen for den fastsiddende algevegetation var i gennemsnit reduceret med 30 cm i forhold til 1994 og med 1m i forhold til 1993. I 1995 blev der konstateret lysbegrensning (ikke substratbegrensning)

på 18 af de 36 transekter og i 1994 på 20 transekter, mens der i 1993 kun var lysbegrænsning på 10 af de 36 transekter. Hovedårsagen til disse forringelser var lav sigtdybde pga. fytoplanktonopblomstringer i både 1994 og 1995.

## 6.6 Mulig udvikling som følge af en reduktion i belastning

### *Forventninger til ålegræssets udvikling*

Med baggrund i de foregående afsnit kan der opstilles en række forventninger til udviklingen for bundvegetationen som følge af en belastningsreduktion. For ålegræssets vedkommende kan vi forvente, at dybdegrænsen vil forøges efter en belastningsreduktion som følge af forbedrede lysforhold (*figur 6-14*). I følge modellen for sammenhængen mellem ålegræssets dybdegrænse og total-N koncentrationen i sommerperioden, vil en medianværdi på for eksempel 550 µg total-N/l resultere i en gennemsnitlig dybdegrænse på 3.6 m, og en halvering af total-N niveauet til 275 µg/l vil resultere i en gennemsnitlig dybdegrænse på 6 m. Afsnit 6.1 viste, at lysforholdene ikke alene regulerer ålegræssets dybdegrænse, men også er den enkeltparameter, som har størst betydning for ålegræssets dækningsgrad fra mellemdybder og ud til de største dybder. Derfor kan vi også forvente en forøget dækning af ålegræsset efter en belastningsreduktion. Da de danske fjord- og kystområder generelt er forholdsvis lavvandede, vil en forøgelse af ålegræssets dybdegrænse samtidig betyde en væsentlig forøgelse af ålegræssets udbredelsesareal. Medianværdien for hældningen af kystprofilen i dybdeintervallet 0-6 m er 0.9% (beregning baseret på de transekter, vi har oplysninger fra, og som indgår i analysen i afsnit 6.1.), dvs. for hver 100 m, vi bevæger os ud fra kysten, falder dybden 0.9m. Med en kysthældning på 0.9% og en dybdegrænse på 3.6m, vil ålegræsset brede sig ca. 400 m ud fra kysten. En forøgelse af dybdegrænsen til 6m vil betyde, at ålegræsset kan brede sig 667m ud fra kysten og dermed forøge sit potentielle lysbeligede udbredelsesareal med 67%. Herudover vil en belastningsreduktion mindske risikoen for iltsvind (se kapitel 7), og dermed formentlig bidrage til at forøge stabiliteten af ålegræspopulationerne. Tidsfaktoren for disse optimistiske perspektiver for ålegræsset efter en belastningsreduktion kendes imidlertid ikke. Ændringer i vegetationsforhold som følge af tiltagende eutrofiering er der set mange eksempler på, og denne proces kan foregå hurtigt. Ofte accellereres eutrofieringsprocessen pga. negative feed-back mekanismer; fx vil forringede lysforhold resultere i en reduktion i ålegræssets udbredelsesareal, som vil føre til øget resuspension af bundmateriale og yderligere forringelse af lysforholdene (se fx Duarte 1995). Til gengæld eksisterer der kun begrænset viden om tidsperspektiverne for en retablering af bundvegetationen efter en belastningsreduktion, men det er sandsynligt, at retableringsprocessen vil forløbe en del langsomt mere end eutrofieringsprocessen. Dels kan øget erosion og resuspension i områderne have ændret sediment- og lysforhold i en for ålegræsset ufavorabel retning, og dels kan retableringsprocessen begrænses af afstanden til nabopopulationer og af stor dødelighed blandt nyetablerede bestande.



Figur 6-14. Sammenhængen mellem total-N koncentration ( $\mu\text{g N l}^{-1}$ ) og dybdegrænse (i m) for ålegræs, brunalger og gruppen af andre makroalger. Be- mærk at begge akser er logaritmiske. Fra Sand-Jensen et al. 1994.

#### *Forventninger til makroal- gernes udvikling*

For makroalgernes vedkommende kan vi i områder med egnet substrat ligeledes forvente en forøget dybdeudbredelse efter en belastningsreduktion (figur 6-14). Herudover viste analyserne i afsnit 6.3., at der er tendens til flere arter af makroalger i fjordene, når belastningen med N og P falder og ligeledes tendens til større artsantal på de enkelte stationer når næringssaltkoncentrationen er lav og Secchidybden stor. Udover at influere på artsantallet vil forskelle i næringssrigdom også påvirke artssammensætningen og arternes indbyrdes dominansforhold (afsnit 6.4.). I næringssrige områder forekommer der blandt de få arter et relativt stort antal eutrofieringsbettede alger, og samfundet er typisk dominanspræget med få arter i stor forekomst. Med faldende næringssrigdom forekommer færre eutrofieringsbettede alger, og samfundet bliver karakteriseret ved en mere ensartet hyppighedsfordeling mellem arterne. Analyserne af makroalgesamfundene blev foretaget på tværs af en rumlig variation i næringssaltforhold, men tilsvarende tendenser kan forventes over en

tidslig skala, blot kender vi endnu ikke tidsperspektiverne for en sådan udvikling.

#### *Forventninger til forholdet mellem primærproducenter*

Disse skift indenfor ålegræs- og makroalgesamfundene indgår i et mere overordnet skift i forholdet mellem grupper af primærproducenter ved ændret belastning. Ved høje næringssaltkoncentrationer vil fytoplankton og hurtigtvoksende makroalger typisk dominere, idet høj næringssaltkoncentration giver disse plantetyper mulighed for at realisere deres potentielt høje vækstrater og derved opbygge en stor biomasse i vandsøjlen, som vil føre til udskygning af de bundfæstede plantekomponenter (Sand-Jensen og Borum 1991, Pedersen 1993). Omvendt vil lave næringssaltkoncentrationer resultere i mindre biomasse af fytoplankton og hurtigtvoksende makroalger og dermed bedre lysforhold for bundvegetationen. Med faldende næringssaltbelastning kan vi derfor forvente et skifte fra fytoplankton-dominans mod øget dominans af bundvegetation. Eksempler på sådanne skift i forholdet mellem primærproducenter er inddrapporteret i form af "case-stories" fra amterne:

#### *Norsminde Fjord*

I Norsminde Fjord er fosfortilførslen reduceret fra ca. 20 ton i 1980 til ca. 4 ton i 1995 som følge af afskæring af spildevandstilførsler og forbedret spildevandsrensning. Kvælstoftilførslen fra dyrkede arealer er uændret, mens kvælstoftilførslen fra punktkilder er reduceret med ca. 30 ton siden 1989, så den samlede årlige N-tilførsel nu er ca. 170 ton. Fjordens gennemsnitsdybde er ca. 0.6 m, og vandets opholdstid i fjorden varierer fra 1.5-5 døgn om vinteren til 3-13 døgn om sommeren. Vegetationen i Norsminde Fjord har gennem mange år været domineret søsalat *Ulva lactuca* og rørhinde-arter *Enteromorpha* sp., som har dannet tætte måtter hen over den bløde fjordbund. Gennem perioden 1989-95 er der imidlertid sket et skifte i vegetationssammensætningen, således at udbredelsen af havgræs-arter *Ruppia* spp. er blevet væsentligt forøget sideløbende med, at udbredelsen af algemåtter frem til 1993 er reduceret. Det er sandsynligt, at dette skifte i vegetationssammensætningen skyldes reduktionen i fosfortilførsel; samtidig kan reducerede tilvækstrater for algerne have betydet, at rastende blishøns er blevet i stand til at kontrollere algebiomassen gennem græsning (Århus Amt 1996).

#### *Seden Strand*

I det lavvandede område Seden Strand (gennemsnitsdybde 0.8 m) inderst i Odense Fjord, har bundvegetationen udviklet sig omtrent som i Norsminde Fjord. Gennem 1970'erne og 1980'erne var bundvegetationen også her karakteriseret ved masseforekomst af søsalat, men siden 1989 er forekomsten reduceret betydeligt, og i 1994 og 1995 har der ikke været masseforekomst. Sideløbende er udbredelsen af havgræs blevet væsentligt forøget; fra at være meget svagt udviklet i 1970'erne og 1980'erne er havgræs nu udbredt over hele Seden Strand, og er den helt dominerende vegetationstype. Også den ydre, nordvestlige del af Odense Fjord var tidligere domineret masseforekomster af trådalger, men forekomsten af disse er ligeledes væsentligt reduceret gennem 1990'erne. Udviklingen for bundvegetationen i Odense Fjord kan relateres en markant reduktion i belastningen. Den samlede årlige P belastning er reduceret med 47% i forhold til perioden 1976-1987. Den årlige N belastning er derimod stort set uændret og domineret af diffuse kilder. Imidlertid har reduktionen i N fra punktkilder ført til en 39% reduktion i den samlede kvælstofbelast-

ning for sommerperioden, hvor punktkilderne udgør størstedelen af den samlede belastning (Fyns Amt 1996).

#### *Horsens Fjord*

I Horsens Fjord har fosforudledningen både på årsbasis og i forårs- og sommerperioden været signifikant faldende siden 1989 som følge af reduktioner i punktkildebelastningen. Fjordens samlede N-belastning, som domineres af bidraget fra diffuse kilder, er derimod ikke reduceret. Parallelt med reduktionen i fosforbelastningen er fytoplanktonnets produktion og biomasse faldet, og sigtdybden er væsentligt forøget. De forbedrede lysforhold har ført til en forøget dækningsgrad af makroalger, men da næringssaltbelastningen fortsat er høj, domineres vegetationen af eutrofieringsbetingede alger. Skiften fra dominans af plankton til dominans af makroalger kan være et første tegn på forbedrede vilkår for bundvegetationen i Horsens Fjord (Vejle Amt 1996).

#### *Kertinge Nor*

Imidlertid kan systemer domineret af eutrofieringsbetingede makroalger være meget ustabile. Erfaringer fra bl.a. Kertinge Nor viser, at der kan ske hurtige og voldsomme skift i dominans mellem hhv. hurtigtvoksende makroalger og fytoplankton. Vegetationen i Kertinge Nor var således gennem en lang årrække domineret af måtter af hurtigtvoksende alger, som gennem sommeren gennemgik flere faser af opbygning og efterfølgende kollaps. I forbindelse med algemåtternes kollaps forekom fytoplanktonopblomstringer. I 1990 blev næringssaltilførslen til Kertinge Nor brat reduceret svarende til kravene i Vandmiljøplanen. Kort efter, gennem den usædvanligt varme sommer i 1992, skete der et markant skifte i den biologiske struktur i Kertinge Nor, idet trådalgemåtterne henfaldt, og fytoplankton overtog rollen som dominerende primærproducerent resten af året. I perioden 1993-95 har biomassen af trådalger været betydeligt mindre end tidligere, og den blottede fjordbund har i stedet været dækket af bundlevende mikroalger. Ålegræsset har endnu ikke øget sin udbredelse efter reduktionerne i 1992 og 1994, men en stor forekomst af frøplanter i 1995 tyder på, at en retablering er på vej (Fyns Amt 1996).

## **6.7 Anvendelighed af den anvendte monitering til at beskrive udvikling og strukturskift i vegetationen**

Det eksisterende overvågningsprogram består i 416 årlige undersøgelser af makroalger og rodfæstet vegetation fordelt på 290 transekter (Miljøstyrelsen 1993) spredt over det meste af landet. Undersøgelserne omfatter detaljerede beskrivelser af vegetationens artssammensætning, dækningsgrad og dybdegrænse, samt af bundforhold langs transekterne. Programmet er velegnet til at beskrive udvikling og strukturskift i vegetationen, men der er en række muligheder for at rationalisere og optimere programmet:

I øjeblikket er indsatsen uensartet fordelt, idet nogle fjerde er tæt belagt med transekter, mens andre kun er repræsenteret med en enkelt transekt, og selvom den typiske undersøgelsesfrekvens er 1 besøg pr. år, varierer den mellem områderne fra 1 besøg hvert andet eller tredje år til 2-7 årlige undersøgelser. Muligheden for at foretage sammenligninger i tid og rum kan øges ved at koncentrere indsatsen i ud-

valgte fjorde/kystområder og ensrette undersøgelsesfrekvensen. For eksempel kunne udvælges 20-30 områder, som repræsenterer forskellige områdetyper og samtidig giver en god geografisk dækning. Hvert område eller delområde (indre fjord, mellem fjord, ydre fjord) skulle til gengæld dækkes af flere transekter, som tilsammen giver en repræsentativ beskrivelse af vegetationen; i alt kunne fx udvælges ca. 150 transekter blandt de 290 eksisterende. Da både vegetation og bundtype ofte er uensartet fordelt i fjordene, er det vigtigt at markere transekternes position (fx ved at udlægge betonklodser), så undersøgelserne foretages samme sted fra år til år. Blandt de eksisterende transekter er der mange *lange tidsserier*, som udgør et værdifuldt datamateriale og bør bevares i det fremtidige program. Frekvensen for undersøgelse af ålegræssets dækningsgrad og dybdegrænse kan reduceres til én gang pr. år, mens detaljerede undersøgelser af artssammensætning og dækningsgrad for den samlede vegetation kan reduceres til én gang hvert eller hvertandet år. For at undgå, at sæsonvariation i artssammensætning og dækningsgrad forstyrre sammenligningen mellem lokaliteterne, skal undersøgelserne finde sted i en afgrænset periode fx juni/august, som er anbefalet i de tidlige retningslinier, og derfor vil give det bedste grundlag for sammenligning med tidlige undersøgelser.

Mulighederne for at foretage sammenligninger mellem vegetation og belastningstilstand kan forbedres ved at øge samhørigheden af dataindsamlingen i både tid og rum. For eksempel komplicerer sammenligningerne i øjeblikket af, at mange vegetationstransekter ikke kan kobles til en repræsentativ vandkemistation; en sådan skulle derfor findes i hvert af de udvalgte områder/delområder, hvor vegetationen undersøges. For at kunne foretage fornuftige sammenstillinger mellem belastning og vegetationsforhold er det desuden nødvendigt at have kendskab til områdernes vandskifte. Sådanne beregninger er ressourcekrævende og må derfor begrænses til enkelte intensivt undersøgte fjorde.

Med det eksisterende program beskrives vegetationen grundigt langs udvalgte transekter, men derimod er vegetationens arealmæssige dækning dårligt beskrevet. Da ålegræsset er en nøgleparameter i kystområderne, vil arealudbredelsen være en væsentlig parameter at inkludere i programmet. Ved hjælp af flyfotografering i kombination med dykkerundersøgelser kan ålegræssets udbredelse effektivt kortlægges over større områder, og flere amter har med succes benyttet metoden. Udfra flybillederne vil man også i nogen udstrækning kunne identificere andre vegetationstyper, såsom større forekomster af algemåtter eller områder med brunalgesamfund. Sådanne flyfotograferinger kan fx foretages hvert 3. år og vil give mulighed for at følge og beregne størrelsen af eventuelle ændringer i ålegræssets udbredelse.

## 7 Iltforhold i fjorde

Betydelige dele af vore fjorde påvirkes jævnligt af forringede iltforhold med negative konsekvenser for de bundlevende dyr og for tilstedevarelsen af fisk. Intensiteten og varigheden af lave iltindhold viser dog stor tids- og stedlig variation. Iltforholdene i fjorde og vores åbne farvande har stor bevågenhed i både offentlighed og medier, og det var bl.a. den omfattende hummerdød i Kattegat i 1986, som var medvirkende til iværksættelse af Vandmiljøhandlingsplanen i 1988. Det er derfor naturligt, at vi kender de mekanismer, som fører til forringede iltforhold og i den udstrækning det er muligt bør vi kunne kvantificere betydningen af både naturlige og menneskeskabte påvirkninger. Vi har set, at iltforholdene i Kattegat er blevet forringet gennem perioden 1976-1990. Korrelationsundersøgelser har vist en sammenhæng mellem vinterkoncentration af kvælstofnæringsalte og sensommerens iltindhold i bundvandet, og modelundersøgelser har peget på betydningen af både kvælstoftilførsel og de enkelte års meteorologi for iltindholdet i Kattegat (Hav 90 nr. 1, 29).

De danske fjorde adskiller sig på en række områder markant fra Kattegat. Hovedparten er lavvandede (<10 m) og vi finder kun en stabil og permanent lagdeling i tærskelfjorde som Mariager Fjord og Flensborg Fjord og dybde fjorde som Åbenrå Fjord. I modsætning til Kattegat er næringsstofbelastningen i fjordene helt domineret af lokale kilder og viser derfor betydelig større år-til-år variation. Forskellene mellem de danske fjorde og Kattegat blev understreget i sommeren 1994, da næsten alle fjorde var ramt af iltsvind, mens iltindholdet i Kattegat og Bælthavet dette år ikke nåede kritisk lave værdier. Kvælstofafstrømningen i den "våde" vinter 93/94 var den største siden 1988 og dette forhold blev fra mange sider anført som hovedårsagen til iltsvindet i fjordene. Fra anden side blev iltsvindet forklaret med den usædvanlig varme og solrige sommer præget af svage vinde. Det er uafklarede forhold som disse, vi har søgt at afdække i dette afsnit. Vores arbejdshypotese har været, at det er de fysiske og meteorologiske forhold, som sætter rammerne for iltsænkningerne i fjordene, men at det inden for disse rammer er tilledningen af næringsalte, der bestemmer graden af iltsvind.

### Iltsvindsgrænser

Traditionelt opererer danske miljømyndigheder med to grænser for forringede iltforhold: 4 mg opløst ilt pr. 1 havvand og 2 mg opløst ilt per 1 havvand. Hvis iltindholdet bliver lavere end disse grænser taler man om *iltsvind* og *kraftigt iltsvind*. Disse værdier bør opfattes som operationelle værdier, der kan anvendes ved sammenlignende studier og ikke ukritisk anvendes som grænseværdier for biologiske effekter. Fx vil bunddyr og fisk reagere på og påvirkes af *iltspændingen* (udtrykt i procent af iltmættet vand ved den aktuelle temperatur og saltholdighed) og *varigheden* af lave iltspændinger og ikke vandets absolutte iltindhold på et givet tidspunkt. Hovedparten af bunddyrene i danske fjorde er tilpasset fluktuerende iltspændinger og det usikkert, om de mange registrerede tilfælde af bundfaunadød direkte er forårsaget af lave iltspændinger eller om det er svovlbrinte frigivet fra sedimentet, som udløser bundfaunadøden. Svovlbrinte, som er et

produkt af en anaerob bakteriel åndingsproces, optræder i bundvandet under iltfrie forhold og når sedimentets iltningskapacitet er opbrugt.

Hvad bestemmer bundvandets iltindhold?

Iltindholdet i fjordenes bundnære vand til et givet tidspunkt er et resultat af den dynamiske ligevægt:

$$\text{tilførsel} + \text{produktion} = \text{forbrug} + \text{fraforselt tilførsel ved lateral udveksling}$$

Et lavt iltindhold kan være resultat af et stort iltforbrug og en samtidig ringe ilttilførsel. En vigtig mekanisme, som tilfører ilt til bundvandet, er omrøring af vandsøjlen. Kraftige vindhændelser kan omøre vandet ned til 10-15 m dybde og herved bringe hele vandsøjlens iltkoncentration i ligevægt med atmosfærens. Under velopblandede forhold vil iltindholdet nær bunden derfor aldrig blive kritisk lavt. *In situ* produktion af ilt i de bundnære lag kan ske i områder, hvor lysintensiteten ved bunden er tilstrækkelig til at sikre nettotilvækst af plankton og bundlevende planter. Denne iltproduktion vil især være afhængig af dybden og vandets indhold af suspenderet stof, og derfor vise stor steds- og tidslig variation. Produktion af ilt i de bundnære lag vil især være af betydning under forhold, hvor vandsøjlen ikke er velblandet og den fysiske ilttilførsel til bunden er lav.

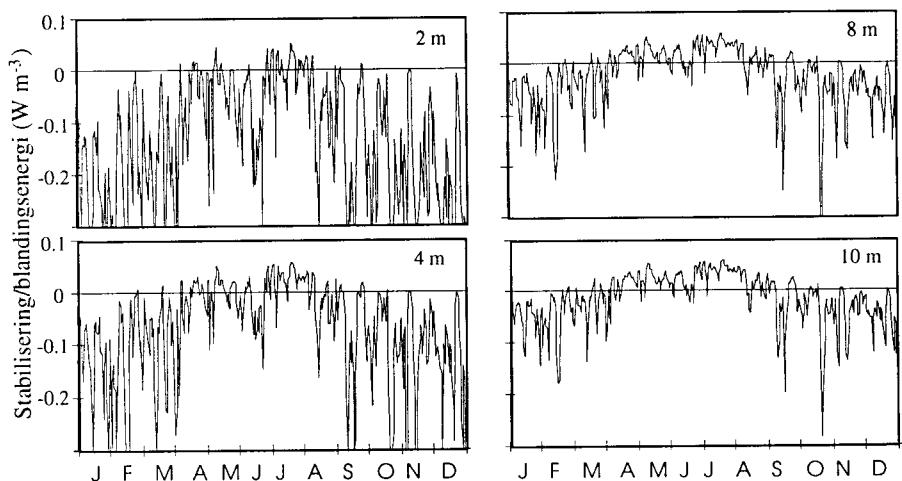
Fjordbundens iltkrav afspejler stofproduktion og - tilførsel

Iltforbruget ved bunden er en sum af bunddyrenes stofskifte, den aerobe nedbrydning af organisk stof samt genilnningen af reducerede forbindelser, fx svovlbrinte, produceret i sedimentet. Uanset fordelingen vil bundens samlede iltkrav være styret af den organiske stoftilførsel. En stor tilførsel af organisk stof til et bundafsnit vil således med en vis tidsforsinkelse udløse et ækvivalent stort iltforbrug. De vigtigste kilder til det organisk stof er afstrømning fra punktkilder, ferskvandsafstrømning og især sedimenterede døde planter og dyr produceret i fjordene. Da den biologiske produktion i de fleste af vores fjorde er begrænset af tilgængeligheden (og tilførslen) af kvælstofnæringsalte (se kapitel 5), må der forventes en sammenhæng mellem tilførslen af næringssalte og sedimentets totale iltforbrug. Om en given tilførsel af næringssalte resulterer i kritisk lave iltindhold i bundvandet afhænger af en række forhold som 1) hvor det sedimenterede organiske stof deponeres og nedbrydes, 2) hastigheden hvormed ilten forbruges, 3) forekomst af en evt. *in situ* produktion af ilt, 4) omfanget af den fysiske ilttilførsel.

Dybe hyller er sedimentationsfælder

Hastigheden, hvormed ilten forbruges vil uddover størrelsen af den organiske stoftilførsel, også afhænge af temperaturen. Et eksempel på områder, hvor stoftilførslen er stor og ilttilførslen samtidigt er lav, er dybe huller i fjorde og kystvande. Disse virker som sedimentationsfælder for bl.a. løstdrivende alger og ålegræs, og alene pga. den store dybde vil den vindbetingede omrøring kun sjældent nå bunden. Samtidigt vil der i dybe huller ofte være en densitetslagdeling, der vil hæmme en lateral tilførsel af ilt, idet det "tunge" vand i hullerne kun kan udskiftes med vand med samme eller højere densitet. Allerede i begyndelsen af dette århundrede blev de dybe bassiner i Det Sydfynske Øhav, Ringsgårdsbassinet (22 m) og Ærøbassinet (40 m) således karakteriserede som "dødtangs"-områder (Ostenfeld 1908). I lavvandede fjorde vil den vindbetingede omrøring ofte strække sig ned til bunden, og lagdelte forhold optræder kun sjældent og vil være kortvarige (se Figur 7-1). Man kan således forvente, at forringede iltfor-

hold entydigt vil øges med stigende vanddybde. Tydelige eksempler er de dybe dele af tærskelfjordene, Mariager Fjord og Flensborg Fjord, hvor lave iltindhold optræder næsten permanent.



Figur 7-1. Tilført energi til hypotetiske fjorde med forskellig dybde. Positive værdier angiver, at fjorden bliver lagdelt. Udregningerne er sket pga. aktuelle vind- og indstrålingsforhold i 1994.

Indstrømning af vand med høj saltholdighed fra fjordenes åbne rand vil ofte lejre sig i et tyndt lag ved bunden. Den store densitetsforskell vanskeliggør en effektiv opblanding selv i lavvandede fjorde og i disse situationer vil der være en betydelig risiko for forringede iltforhold ved bunden, da puljen af opløst ilt i det tynde lag er begrænset. Disse forhold er overbevisende demonstreret i Ringkøbing Fjord ved kontinuerlige målinger med selvregistrerende udstyr. Endelig kan lave iltindhold i fjordenes bundvand være resultat af en tilførsel af iltfattigt vand med bundstrømme. Et eksempel er "det importerede iltsvind" i Vejle Fjord. I en periode med kraftige vestlige vinde blev overfladevandet "blæst ud" af Vejle Fjord. Dette vand blev erstattet med bundvand fra Kattegat, som på dette tidspunkt havde et meget lavt iltindhold. Effekten af disse laterale transporter kan være betydelig, men størrelsen af transporterne vil være yderst stedspecifikke og stokastiske i tid.

#### "Importeret" iltsvind

#### Datagrundlag og analyser

Overvågning af iltforholdene i fjorde og kystvande sker dels i forbindelse med målinger af hydrografi og kemisk/biologisk variable på de faste stationer under rutineprogrammerne, dels under mere målrettede "iltsvindstogter", der har en større arealmæssig dækning. Den efterfølgende oversigt over iltforholdene i danske fjorde er primært baseret på data indberettet fra de faste overvågningsstationer (nederste dybde). Stationernes antal, målehyppigheden samt stationernes repræsentativitet varierer betydeligt mellem områderne (og årene).

Det er en generel opfattelse, at hyppigheden af iltsvindshændelser i fjordene er steget gennem de seneste tiår. Opfattelsen, som bygger på et stigende antal observationer af iltsvind, kan skyldes, at hyppigheden af iltsvindshændelser faktisk er steget, eller at vi med den større målefrekvens i 1990-erne "opdager" flere iltsvind. Disse forhold er an-

Tabel 7-1. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem totalt antal observationer og antal observationer, hvor bundvandets iltindhold var lavere end 4 mg O<sub>2</sub>/l og 2 mg O<sub>2</sub>/l. Observationerne er grupperet i fjord, måned og år. Antal observationer = 1002.

	Observationer <4 mg O <sub>2</sub> /l	Observationer <2 mg O <sub>2</sub> /l
Totale observationer	0.543 p<0.0001	0.427 p<0.0001
Observationer <4 mg O <sub>2</sub> /l		0.888 p<0.0001

skueliggjort ved en simpel analyse af overvågningsdata for perioden 1989-94. Med få undtagelser forekommer iltsvindshændelser især i perioden juni-september. For hver af disse måneder, år og for hver af de 42 fjorde blev antal observationer af iltsvind på de faste overvågningsstationer (<4 mg O<sub>2</sub>/l) og kraftigt iltsvind (<2 mg O<sub>2</sub>/l) sammenlignet med det totale antal observationer ved en korrelationsanalyse (Tabel 7-1).

Analysen viser en positiv sammenhæng mellem antal observationer og antal registrerede iltsvind. En øget målehyppighed vil således alt andet lige medføre, at der registreres flere iltsvindshændelser. Dette forhold vanskeliggør sammenligninger mellem år, hvor målehyppigheden er forskellig.

*Det er nødvendigt at kompensere for varierende målehyppighed*

I analysen er der søgt at kompensere for den forskellige målehyppighed gennem perioden 1989-1994 og mellem fjordene ved at udregne frekvensen af iltsvindsregistreringer for de enkelte måneder og år, mens det ikke har været muligt at tage kvantitativt hensyn til stationernes repræsentativitet. Derfor er alle stationer i en given fjord vægtet ens; en iltsvindsfrekvens på 50% for en fjord i juli måned 1991 kan således fremkomme som resultat af 1) to målinger på 2 stationer, hvor to målinger på den samme station har været lavere end 4 mg O<sub>2</sub>/l, 2) en måling på 4 stationer, hvor iltkoncentrationen på 2 stationer har været lavere end 4 mg O<sub>2</sub>/l, 3) fire målinger på 1 station, hvor halvdelen af målingerne har været lavere end 4 mg O<sub>2</sub>/l etc. En fjords iltfrekvens for hele sommerperioden (juli-september) et givet år er udregnet som gennemsnit af de enkelte måneders iltfrekvenser. Dette mål vil således afspejle den relative iltsvindshyppighed (<4 mg/l, <2 mg/l) i de forskellige fjorde, men ikke give et mål for de laveste iltkoncentrationer målt eller for den geografiske udbredelse af iltsvind i den enkelte fjord.

*Iltsvind er koblet til fjordenes dybde og graden af udveksling med de åbne farvande*

I tabel Tabel 7-2 er fjordene inddelt efter iltsvindsfrekevensen om sommeren (juli-september, gennemsnit for 1989-1994). Fjordenes placering i de forskellige grupper er rimelig overensstemmende med klassifikationen anført i kapitel 2. Det er således især de dybe fjorde og kystvande (>8 m; fx Flensborg Fjord, Aabenraa Fjord, Det Sydfynske Øhav, Århus Bugt) eller middeldybe fjorde med ringe udveksling til mere åbne områder (fx Skive Fjord) som hyppigst rammes af iltsvind. Den relative hyppighed af iltsvind i Mariager Fjord er den største blandt alle fjorde på trods af, at gennemsnitsdybden er lavere end 5 m.

Tabel 7-2. Inddeling af fjorde og kystvande efter relativ hyppighed (i %) af iltsvind (<4mg O<sub>2</sub>/l) og kraftigt iltsvind (<2mg O<sub>2</sub>/l) om sommeren (juli-september). >50% betyder, at i mere end halvdelen af målingerne i en fjord var koncentrationen i bundvandet under iltsvindsgrænsen.

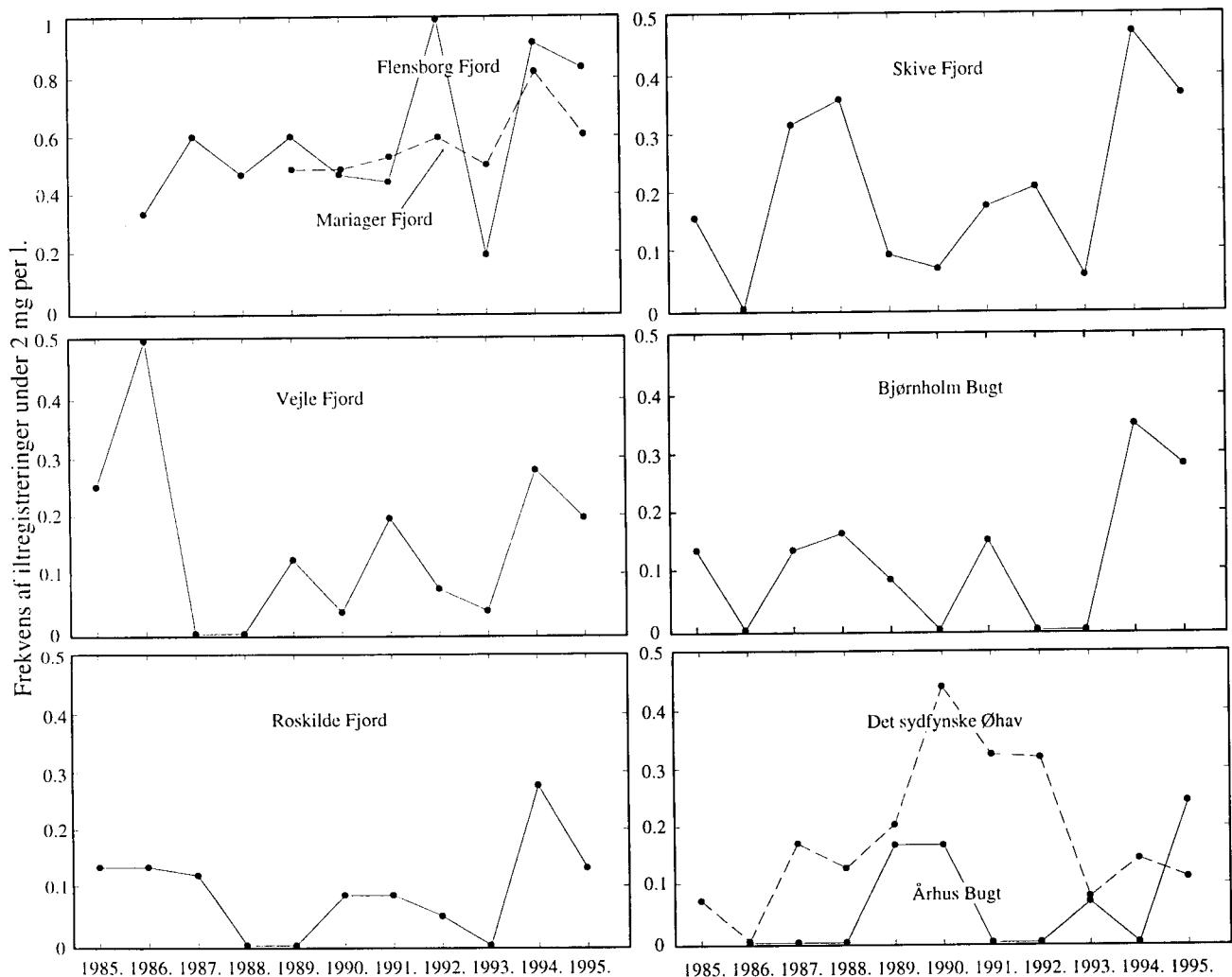
<4 mg/l		<2 mg/l	
>50 %	Mariager Fjord Flensborg Fjord Aabenraa Fjord	>50 %	Mariager Fjord Flensborg Fjord
50-25%	Genner Fjord Det Sydfynske Øhav Skive Fjord Vejle Fjord Lammefjord Århus Bugt	50-25%	Aabenraa Fjord
25-10%	Kalundborg Fjord Yderbredning (Isefjord) Bjørnholm Bugt/Risgårde Bredning Limfjorden NV.f. Mors Helnæs Bugt Isefjord Horsens Fjord	25-10%	Det Sydfynske Øhav Skive Fjord Genner Fjord Lammefjord Bjørnholm Bugt/Risgårde Bredning
10-5%	Roskilde Fjord Randers Fjord Holckenhavn Fjord Dybsø Fjord Kolding Fjord	10-5%	Limfjorden NV.f. Mors Vejle Fjord Roskilde Fjord Dybsø Fjord Århus Bugt
0-5%	Inderbredning (Isefjord) Løgstør Bredning Kertinge Nor/Kerteminde Fjord Haderslev Fjord Odense Fjord Ringkøbing Fjord Bredningen (Lillebælt) Skælskør Fjord Nakkebølle Fjord Nissum Fjord Stege Bugt Limfjorden S.f. Mors	0-5%	Helnæs Bugt Isefjord Inderbredning (Isefjord) Haderslev Fjord Kalundborg Fjord Holckenhavn Fjord Skælskør Fjord Nakkebølle Fjord Kolding Fjord Horsens Fjord Yderbredning (Isefjord) Stege Bugt Løgstør Bredning Limfjorden S.f. Mors
0	Præstø Fjord Grådyb tidevandsområde Lindelse Nor Holsteinborg Nor Korsør Nor Holbæk Fjord Augustenborg Fjord Nibe-Gjøl Bredning Bredning	0	Præstø Fjord Nissum Fjord Ringkøbing Fjord Grådyb tidevandsområde Randers Fjord Odense Fjord Kertinge Nor/Kerteminde Fjord Lindelse Nor Bredningen (Lillebælt) Holsteinborg Nor Korsør Nor Holbæk Fjord Augustenborg Fjord Nibe-Gjøl Bredning Bredning

Dette skyldes, at hovedparten af målingerne stammer fra Dybet (station M3 med dybden >25 m), som kun repræsenterer en mindre del af fjordens areal. Derfor kan iltforholdene i Mariager Fjord generelt ikke sammenlignes med iltforholdene i de dybe sønderjyske fjorde.

## Udvikling i iltsvind i perioden 1985-95

Iltforholdene er generelt gode i både de lavvandede fjorde (fx Nissum Fjord) pga. en effektiv vindgenereret omrøring og i områder præget af stor vandbevægelse (Grådyb tidevandsområde, sejlrenden i Odense Fjord). Blandt de middeldybe fjorde er både repræsenteret områder med gode iltforhold (fx Holbæk Fjord, Isefjord Inderbredning) og områder med ringere iltforhold (Lammegefjord, Bjørnholm Bugt/Risgårde Bredning). Variationerne kan afspejle forskelle i belastningsforhold, hydrografi, tilstedeværelse af tærskel, bred fjordåbringning eller kombinationer heraf.

Variationer i iltsvindsfrekvensen mellem årene vil primært være et resultat af variationer i meteorologi, næringsstofbelastning, hydrografiske forhold etc. I figur Figur 7-2 er vist en eksempler fra en række fjorde, hvor der jævnligt optræder iltsvind om sommeren. Det er karakteristisk, at iltforholdene i de dybe lukkede fjorde som Flensborg Fjord, Mariager Fjord (Dybets) altid er forringede. Dog var iltforholdene i 1993 bedre end de øvrige år (gælder især for de dybe sønderjyske fjorde Aabenraa Fjord, Genner Fjord og Flensborg Fjord).



Figur 7-2 Forekomst af iltsvind i årene 1985-95. Iltsvind ( $<2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) er udtrykt ved frekvenser (fx antal observationer  $<2 \text{ mg O}_2/\text{l}$  / total antal observationer i månederne juli-september). Observationerne er grupperet i måned og år. Kun fjorde og kystvande med regelmæssig forekomst af alvorligt iltsvind (mere end 2 gange i perioden) er vist.

### *Parallel udvikling i de middeldybe fjorde*

I en række af middeldybe fjorde (Roskilde Fjord, Vejle Fjord, Skive Fjord, Limfjorden NV f. Mors, Bjørnholm Bugt/Risgårde Bredning) følger den tidslige udvikling i iltfrekvensen tilnærmedesvis samme mønster; fx var iltforholdene forringede i årene 1991, 1994 og 1995, mens iltsvindsfrekvensen i 1990 og 1993 samstemmende var lav. I flere af fjordene var måleintensiteten lav før 1989. Dette forhold kan være en medvirkende årsag til afvigelser mellem fjordene i 1980'erne vist i figur *Figur 7-2*. Den parallelle udvikling i mange af de middeldybe fjorde peger på, at det er de samme mekanismer, der påvirker iltforholdene. Den nedbørsbetingede næringsstofafstrømning, som kan påvirke iltforholdene negativt, og den vindbetingede omrøring om sommeren, som kan forhindre iltsvind, vil variere på nærliggende måde over hele landet. Kvalitativt synes der at være en sammenhæng mellem det alvorlige iltsvind i sommeren 1994 og en stor kvælstofafstrømning i vinteren 1993/94 og en lang periode med stille vejr i juli-medio august, mens den vindrige sommer i 1993 og en forholdsvis lav afstrømning forhindrede udbredte og alvorlige iltsvind. Der er dog betydelige afvigelser fra dette mønster; fx blev der konstateret iltsvind i nogle fjorde, men ikke i andre, efter den rekordstore kvælstofafstrømning i 1988. En kvantitativ opgørelse af de betydnende sammenhænge kræver således langt mere detaljerede analyser (se nedenfor).

### *Dybe åbne kystafsnit*

I de dybe, åbne kystafsnit, Århus Bugt og Det sydfynske Øhav er den tidslige udvikling i iltsvindsfrekvensen markant afvigende fra udviklingen i fjordene (*Figur 7-2*). Disse områder er så dybe, at det ikke er den lokale vindblanding men derimod laterale vandudvekslinger, som er afgørende for lagdelingen og for den fysiske transport af ilt. Samtidigt er bundvandets tykkelse og dermed den absolutte iltpulje, der kan trækkes på relativt stor sammenlignet med de middeldybe fjorde. Iltsvind i disse områder vil optræde senere på året (august-oktober) og i højere grad co-variere med forholdene i de tilstødende åbne områder, Kattegat og det sydlige Bælthav.

### *Iltspænding, opblandingsforhold og næringstilførsel*

I det ovenstående afsnit blev diskuteret den afgørende indflydelse af opplandingsforholdene for bundvandets iltindhold. Det er derfor nødvendigt at opgøre betydningen af den fysiske tilførsel af ilt til bundvandet så præcist det er muligt, før indflydelsen af andre ydre faktorer fx næringsstofbelastning, kan kvantificeres.

### *Datagrundlag og analysemetoder*

Udvælgelse af datasæt til analysen er sket under hensyntagen til en række forhold som angivet i *Tabel 7-3*.

*Tabel 7-3.* Kriterier for udvælgelse af datasæt til analyse for sammenhæng mellem opblandingsforhold, næringstilførsel og bundvandets iltindhold.

Kriterier	
Hydrografi	domineret af vertikale processer
Stationer	repræsentativ for fjordafsnit
Næringstilførsel	overvejende landbaserede tilførsler
Tidsserier	jævnlige målinger gennem perioden
Iltdindhold	mange målinger af både lave og høje værdier

## *Hydrografi*

Hvis den fysiske tilførsel af ilt er domineret af laterale udvekslinger er datasæt ikke medtaget i analysen; dette gælder især for åbne fjorde (fx Grådyb) og fjordafsnit, som udgør gennemstrømningsfarvande (fx Randers Fjord).

## *Station*

Stationer, som er placeret marginalt i fjordafsnit, er ikke medtaget (fx Lammefjord).

## *Næringsstoftilførsel*

Næringsstoftilførsel til fjorde fra tilgrænsende fjordafsnit er ikke opgjort. Hvis denne vurderes at være betydelig er datasæt ikke medtaget i analysen (fx Lovns Bredning modtager en ukendt (stor) næringsmængde fra Hjarbæk Fjord).

## *Tidsserier*

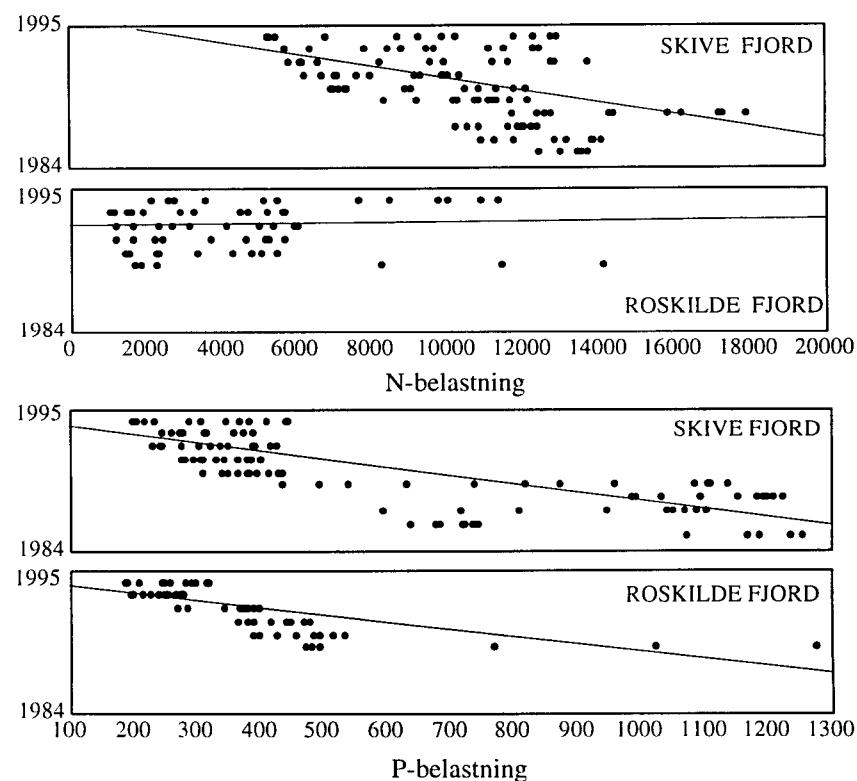
Kriteriet udelukker flere datasæt fra analysen.

## *Iltindhold*

I både dybe og lavvandede fjorde er iltindholdet helt domineret af den fysiske ilttilførsel. I dybe fjorde vil iltindholdet således altid være lavt (fx Mariager Fjord, Flensborg Fjord, Ringsgårdsbassinet og Ærøbassinet), mens iltindholdet i de lavvandede fjorde (fx Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord) kun med få undtagelser altid vil være højt.

## *Indskrænkning af datamaterialet*

I den efterfølgende analyse er datamængden derfor indskrænket til at omfatte den sydlige del af Roskilde Fjord (Roskilde Bredning) samt Skive Fjord. For at øge antallet af frihedsgrader i de statistiske analyser er der inddraget data fra perioden 1984-1994. De to fjorde er morfometrisk sammenlignelige, mens næringsstofbelastningen generelt har været og er højest i Skive Fjord. For både N og P er der et vist overlap i arealbelastningerne (*Figur 7-3*).

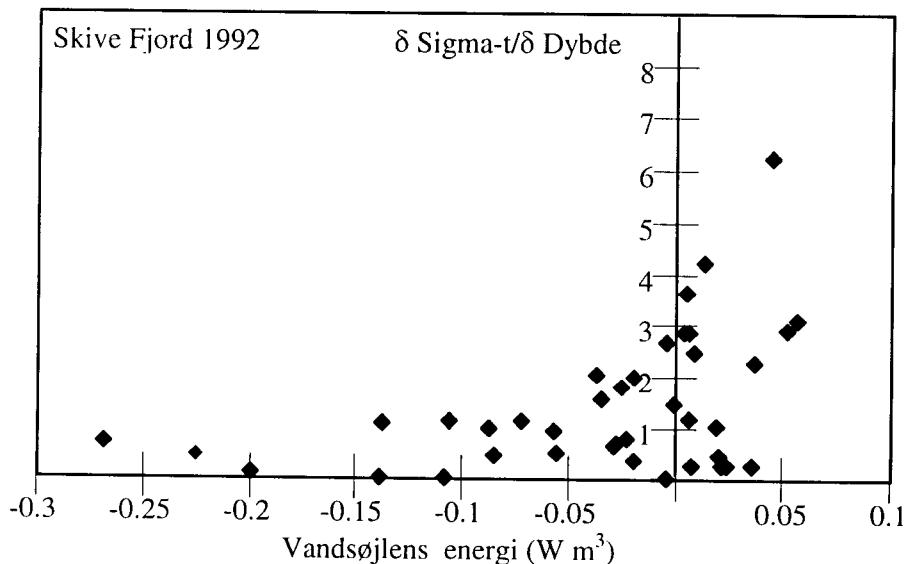


*Figur 7-3.* Næringsstofbelastning af Skive og Roskilde Fjorde opgjort i kg pr. km<sup>2</sup> som summen af 6 måneders tilførsel med en "afskrivning" på 10% pr. måned. Belastningsværdierne indgår i de statistiske analyser (se nedenfor).

## Beregning af energi

Ud fra meteorologiske data (vindhastighed og nettostråling), ferskvandsafstrømning til fjordene og indstrømning af salt bundvand er der beregnet daglige energibalancer for vandsøjlen på stationerne (Lund et al. 1996, Rasmussen 1995). Da den øvre del af vandsøjlen på stationerne normalt altid er velblandet, er den potentielle energi i ferskvandsstrømmen fordelt i hele vandsøjlen og hastigheden udregnet på basis af de månedlige afstrømningsopgører og tværsnittet af fjorden på stationen. Den potentielle energi i bundstrømmen er beregnet ved antagelse af, at denne alene sker i et ét m tykt lag, og hastigheden er estimeret ud fra en simpel saltbalance for fjorden og en beregnet saltgradient til den nærmeste moniteringsstation uden for fjordafsnittet. Energien i bundstrømmene for de to fjorde er antaget at være konstant over tid.

Den beregnede energibalance er for alle måledage sammenlignet med dybdeprofilmålinger af saltholdighed og temperatur i undersøgelsesperioden. Modellens forklaringskraft er vist i afbildningen mellem den beregnede energibalance og den målte densitetsforskelse mellem bund- og overfladenvand (figur 7-4). Afvigelserne for Skive Fjord må tillægges dels anvendelsen en konstant værdi for bundstrømmen og dels en vis "træghed" i systemet ved vindgenereret opblanding af en kraftig densitetsgradient. Efter en række prøvekørsler er der kompenseret for trægheden ved at antage, at opblanding sker, enten når den gennemsnitlige energibalance over en 3 dages periode er  $<-0.001 \text{ W m}^{-3}$  eller at den i døgnet inden målingen er  $<-0.008 \text{ W m}^{-3}$ .



Figur 7-4. Sammenhæng mellem vandsøjlens energibalance ( $\text{W m}^{-3}$ ) og densitetsgradienten i vandsøjlen i Skive Fjord i 1992.

Med den kalibrerede energimodel for de to fjorde blev tidspunktet og varigheden af perioder med lagdeling beregnet. Det bliver herved muligt at afgøre opblandingsforholdene under og før den enkelte iltmåling, og endvidere hvis målingen sker under lagdelte forhold, hvor langt denne i den lagdelte periode målingen er foretaget.

Der blev dernæst foretaget korrelationsanalyser for at beskrive sammenhængen mellem bundvandets iltspænding (% mætning), opblandingsforhold (antal dage med lagdeling inden målingen), bundvandets temperatur, lysintensiteten ved bunden (gennemsnit over 6 dage, beregnet ud fra secchidybde og indstråling) og næringsbelastningen opgjort pr. km<sup>2</sup>. Denne blev indledende udtrykt som summen af 7 måneders tilførsel inden de enkelte iltmålinger med en månedsvis "afskrivning" på 10% (se nedenfor).

*Tabel 7-4.* Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem bundvandets iltmætning i Roskilde Bredning og Skive Fjord, og antal dage med lagdeling ( $\geq 0$ ; se tekst), bundvandstemperatur, lysintensitet ved bunden, samt belastningen med kvælstof og fosfor;  $n = 404$ .

	Lag. dage	Temp.	Lys	N-belast.	P-belast.
Iltmæt.	-0.684	-0.49	+0.22	-0.487	-0.32
Lag. dage	-	-	-0.18	0.18	-
Temp.		-	0.08	0.41	0.23
Lys			-	-0.19	-
N-belast.			0.22	-	0.69

For det samlede datamateriale er bundvandets iltmætning bedst korreleret til opblandingsforholdene ( $r = -0.68$ ,  $p < 0.001$ ), dernæst til temperaturen ( $r = -0.49$ ,  $p < 0.001$ ), N-belastningen ( $r = -0.49$ ,  $p < 0.001$ ), lyset ( $r = -0.22$ ,  $p < 0.05$ ) og P-belastningen ( $r = -0.32$ ,  $p < 0.01$ ). Flere variable er imidlertid stærkt interkorrelerede, hvad der komplicerer analysen. Ved at indskrænke datamaterialet til kun at omfatte perioder med lagdeling (hvor der en forudsætning for iltmætninger lavere end 100%) svækkes korrelationskoefficienten for opblandingsforholdene, mens sammenhængen mellem iltmætningen og N-belastningen styrkes noget ( $r = -0.51$ ,  $p < 0.001$ ), se *Tabel 7-5*. Indskrænkningen betyder, at 96% af observationerne nu ligger i perioden maj-september.

*Tabel 7-5.* Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem bundvandets iltmætning i Roskilde Bredning og Skive Fjord, og antal dage med lagdeling ( $>0$ ; se tekst), bundvandstemperatur, lysintensitet ved bunden, samt belastningen med kvælstof og fosfor;  $n = 190$ .

	Lag. dage	Temp.	Lys	N-belast.	P-belast.
Iltmæt.	-0.55	-0.43	+0.19	-0.51	-0.29
Lag. dage	-	0.29	-0.22	0.152	0.04
Temp.	-	-	-	0.11	0.02
Lys			-	-0.21	-
N-belast.			-	-	0.72

Effekten af temperaturen på bundvandets iltspænding beror antagelig på, at hastigheden af biokemiske processer - og dermed stofnedbrydningen og bundens iltkrav - øges med stigende temperatur. Ved højere temperaturer vil ilten opbruges hurtigere i bundvandet, og der vil optræde kritisk lave iltindhold tidligere i en lagdelt periode end hvis temperaturen er lavere. Dette forhold er efterfølgende kompen-

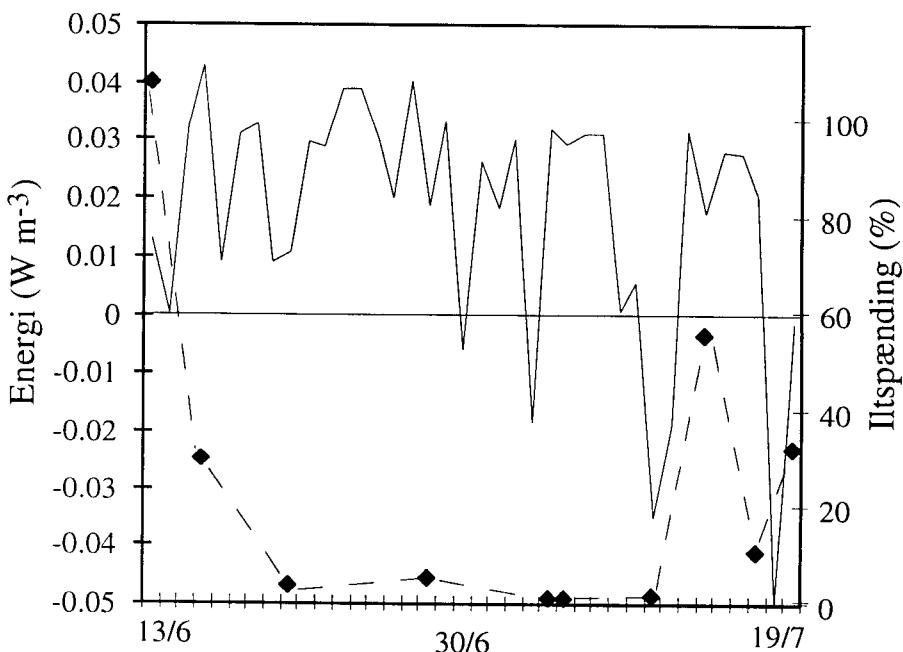
seret for ved at "indbygge" temperatureffekten i parametren, *dage med lagdeling*. Som tommerfingerregel regnes med, at hastigheden af enzymatiske processer og bunddyrenes iltforbrug fordobles, hver gang temperaturen øges med 10°C (Q10 = 2). I dette tilfælde betyder det, at en værdi for *dage med lagdeling* på 18 ved 20°C tilskrives værdien 18 og værdien 9 ved 10°C.

Tabel 7-6. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem bundvandets iltmætning i Roskilde Bredning og Skive Fjord, og antal dage med lagdeling (>0; kompenseret for temperatur; se tekst), lysintensitet ved bunden, samt belastningen med kvælstof og fosfor; n = 190.

	Lag. dage*	Lys	N-belast.	P-belast.
Iltmæt.	-0.59	+0.18	-0.41	-0.27
Lag. dage*	-	-0.24	0.134	0.22
Lys		-	-0.21	-0.16
N-belast.				0.720

Korrelationskoefficienterne for opblandingsforhold påvirkes ikke nærværdigt af temperaturkompensationen, mens N-belastningen nu er lidt stærkere korreleret til iltmætningen.

Datasættet fra Skive Fjord indeholder data fra målrettede iltsvindstogter. Således har registrering af lave iltindhold i både 1988 og 1994 udløst en stor måleaktivitet, hvorved der er målt ilt i den samme lagdelte periode flere gange. I juni-juli 1988 blev der således målt faldende iltspænding i flere omgange afbrudt af perioder med opblandede forhold (se Figur 7-5). Gentagne bestemmelser af iltindholdet inden for samme lagdelte periode er ikke uafhængige og kan formelt ikke inkluderes i analysen. Når datamaterialet "renses" for disse gentagelser, nedsættes forklaringskraften af både opblandingsforhold og N-belastningningen, men deres indbyrdes forhold har nu samme vægt.



Figur 7-5. Vandsøjls energibalancen og iltspændingen i bundvandet i Skive Fjord. Der er foretaget 6 bestemmelser af iltspænding inden for den samme lagdelte periode.

Tabel 7-7. Korrelationsanalyse for sammenhænge mellem bundvandets iltmætning i Roskilde Bredning og Skive Fjord, og antal dage med lagdeling ( $>0$ ; kompenseret for temperatur; se tekst), lysintensitet ved bunden, samt belastningen med kvælstof og fosfor;  $r$  = korrelationskoefficient;  $rp$  = partial korrelationskoefficient; kun signifikante ( $p<0.05$ ) sammenhænge er vist;  $n=140$ .

	Lag. dage*	Lys	N-belast.	P-belast.
Iltmæt.	$r = -0.26$ $rp = -0.28$	$r^o = +0.17$ $rp = -$	$r = -0.41$ $rp = -0.46$	$r = -0.27$ $rp = -0.29$
Lag. dage*	-	$r =$ $rp =$	$r = -0.14$ $rp = -$	$r = -$ $rp = -$
Lys			$r = -0.18$ $rp = -$	$r = -$ $rp = -$
N-belast.				$r = 0.70$ $rp = 0.70$

Dybden ved moniteringsstationerne i Skive Fjord og Roskilde Bredning er nær ens (4.6 - 4.8 m) og lysintensiteten ved bunden er primært bestemt af lyssvækkelsen, der igen er bestemt af koncentrationen af planktonalger. (Det er derfor ikke overraskende, at parametrene for lys og N-belastning er interkorrelede. Ved beregning af de partiale korrelationskoefficienter viser det sig, at effekten af lys mindskes markant, mens effekten af N-belastning styrkes (Tabel 7-7).

#### Regressionsmodel

Med den baggrund blev der opstillet en regressionsmodel, der beskriver bundvandets iltindhold som funktion af opblandingsforholdene (antal dage med lagdeling), og næringsbelastningen.

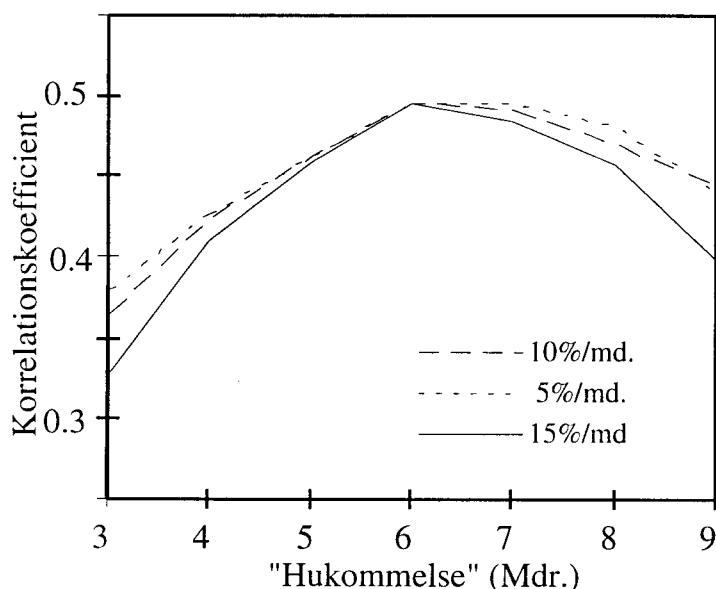
Opholdstiden i de to fjorde beregnet på basis af ferskvandstilledningen er omkring 150 dage, mens den sande (hydrauliske) opholdstid formentlig er omkring 2-3 mdr. (Kamp Nielsen, pers. komm). Den hydrauliske opholdstid vil sætte den absolut nedre grænse for fjordenes "hukommelse", mens temporær tilbageholdelse af næringsstoffer i alger, sediment etc. vil forlænge "hukommelsen". Regressionsanalysen er derfor gennemført med forskellige integrerede mål for næringsbelastningen, udtrykt ved summen af næringstilledning i 3 til 8 mdr. inden den enkelte iltmåling. Endvidere er effekt af en mulig immobilisering i sediment (P) og denitrifikation (N) undersøgt ved anvendelse af forskellige "afskrivningshastigheder" af de tilførte næringsstoffer (0, 5, 10 og 15% per måned). Effekten af de forskellige variable for næringsbelastning er kvantificeret ved regressionskoefficienten ( $R^2$ ), selv om denne ikke formelt kan anvendes til at afgøre, om én model er bedre end en anden.

Analysen er udført som en trinvis multiple regression. I samtlige af de 24 afprøvede kombinationer af næringsbelastning indgik variablerne *antal dage med lagdeling* og *N-belastning*, mens *P-belastning* ikke indgik i én eneste af modellerne (se eksempel i Tabel 7-8).

Tabel 7-8. Eksempel på trinvis regressionsanalyse til beskrivelse af iltspænding i Skive og Roskilde Fjord ud fra variationen i kvalstofbelastning og opblandingsforholdene (antal dage med lagdeling).

Variabel	R <sup>2</sup>	Ændring i R <sup>2</sup>	P-niveau	Antal variabler i model
N-belast 7 mdr.: 10%	0.205	0.205	<10-6	1
Lag. dage*	0.315	0.11	<10-5	2
P-belast 7 mdr.: 10%	0.322	0.008	0.213	3

Regressionsligningernes korrelationskoefficient var relativ ufølsom over for de anvendte afskrivningsprocenter (5, 10 og 15% pr. måned), mens korrelationskoefficienterne samstemmende var højest, når der anvendtes en "hukommelse" på 6-7 måneder (*Figur 7-6*).

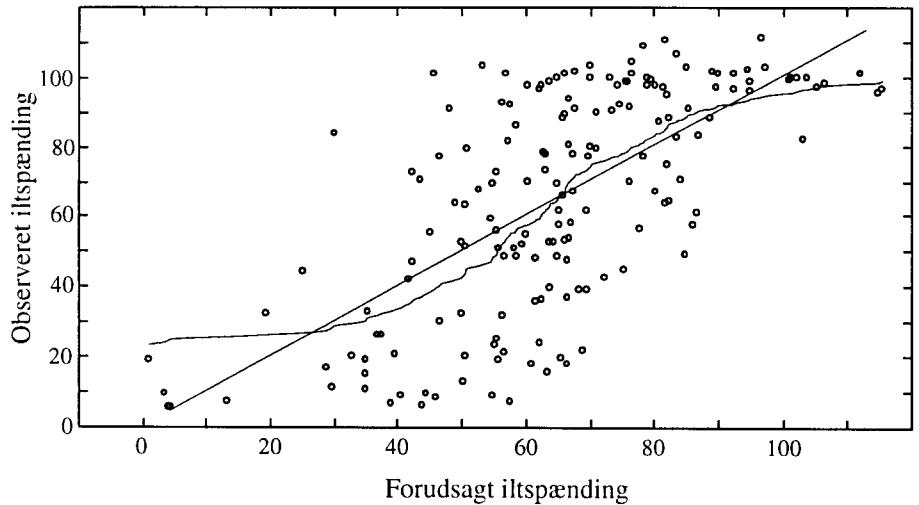


Figur 7-6. Variation i korrelationskoefficienten ved anvendelse af forskellig "hukommelse" og "afskrivning" af N-belastningen.

Hvis vi vælger modellen med den højeste korrelationskoefficient, kan iltspændingen i de to fjordes bundvand beskrives ved regressionsligningen:

$$\text{Iltspænding} = -3.4 * \text{Lag. dage} - 0.0045 * \text{N-belast 6 mdr; 10\%} + 126; R^2 = 0.496$$

Anvendelse af en lineær model er klart en simplificering, da iltspændingen i bundvandet ikke kan antage negative værdier og bundvandet kun sjeldent bliver overmættet med ilt. Indenfor området 25-95% iltspænding er der dog en rimelig overensstemmelse mellem modellens forudsigelser og den S-formede sammenhæng vist i *figur 7-7*.



*Figur 7-7* Sammenhæng mellem modelforudsigelse og observeret iltspænding. S-formet sammenhæng er beregnet ved mindste kvadraters metode. Til sammenligning er vist den lineære regressionsmodel. Kun datasæt med iltspændinger >2% indgår.

*Modellen forklarer ca. 50% af variationen i iltspændingen*

Det fremgår af *figur 7-7*, at variationen er betydelig, og samlet forklarer de to variable kun ca. 50% af variationen i iltspændingen. Den resterende variation kan bl.a skyldes de forudsætninger, der implicit ligger i analysen, fx er der ikke taget hensyn til, at bundvandets lagtykkelse (som er kilden til bundens iltoptag under lagdelte forhold) kan variere, at iltspændingen ved begyndelsen af en lagdelt periode ikke nødvendigvis er 100% og at der ikke sker en tilførsel af ilt ovenfra selv under svagt lagdelte forhold. Endvidere kan en del af variationen skyldes advektiv transport af ilt, selv om den må formodes at være lav i de to fjorde. Inden for intervallet 25-95% iltspænding afviger modellen dog ikke systematisk fra observationerne. Det betyder, at forudsigelser baseret på interpolation i middel vil være rimeligt korrekte for Skive og Roskilde Fjorde, men at enkelthændelser/-observationer kan afvige markant fra forudsigelserne.

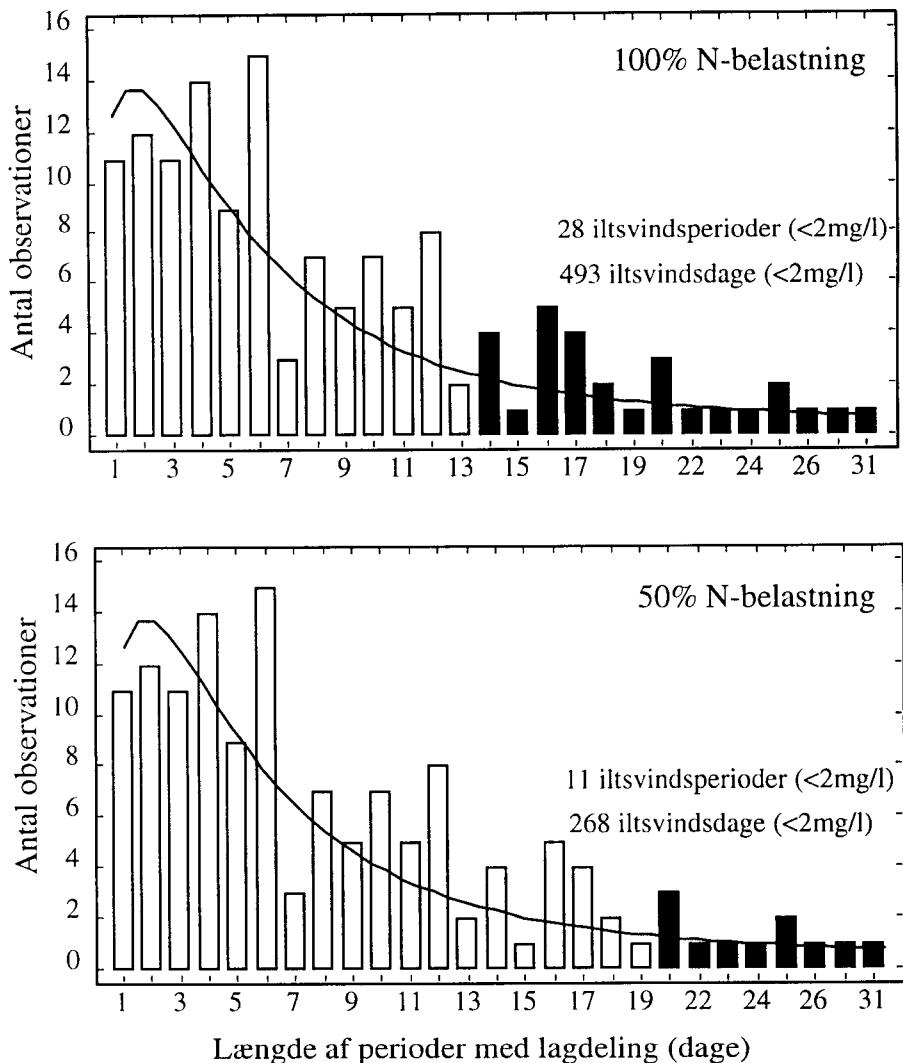
*Forudsigelser af iltsvind efter belastningsreduktioner*

Med anvendelse af den empiriske model undersøgte vi dernæst effekten på iltforholdene af en reduceret N-belastning (*Figur 7-8*). Hvis der som udgangspunktet for N-belastningens størrelse anvendes middelbelastningen for Skive og Roskilde Fjorde (1984-1994) vil der optræde iltsvind (<4 mg O<sub>2</sub>/l svarende til <63% mætning) efter 6 dages lagdeling og kraftigt iltsvind (<2 mg O<sub>2</sub>/l svarende til <31% mætning) efter 14 dage. Hvis belastningen med kvælstof halveres forudsiger modellen, at iltsvind og kraftigt iltsvind først vil optræde efter 12 og 20 dage, henholdsvis. Ved at reducere N-belastningen med 50% i modellen vil der samtidigt ske en reduktion i P-belastningen pga. en betydelig autokorrelation mellem belastningerne i datasættet (se *Tabel 7-7*). Derfor kan den positive effekt på iltforholdene udmarket være et resultat af en samtidig reduktion af både N- og P-belastningen.

*Fordeling af lagdelte perioder i 1985-1995*

De meteorologiske forudsætninger for iltsvinds opståen varierer betydeligt mellem årene. I *Figur 7-8* er vist en fordeling af lagdelte perioder i de måneder, hvor der optræder kraftigt iltsvind (se ovenfor for beregningsmetode). Perioderne er omrent log-normal fordelte med

den største hyppighed af lagdelte perioder af en varighed på 1-6 dage. Det er dog kun de perioder, som er længerevarende ( $>14$  dage), hvor der ifølge modellen vil optræde iltsvind. Ved en middel N-belastning ville der i perioden 1984-95 optræde 28 iltsvindsperioder, mens den empiriske model forudsiger en markant reduktion til 11 iltsvindsperioder, hvis N-belastningen reduceres med 50%. Opgjort i antal dage med iltsvind ( $<2$  mg O<sub>2</sub>/l) vil en 50%'s belastningsreduktion medføre et fald fra 493 til 268 iltsvindsdage.



Figur 7-8. Fordeling af lagdelte perioder om sommeren samt effekt af 50% belastningsreduktion med kvælstof på forekomst af iltsvind.

Forudsigelser vil antagelig også gælde for andre middeldybe fjorde

De kvantitative sammenhænge mellem kvælstofbelastning og iltforhold ved bunden, som er beskrevet i den empiriske model vil formelt kun være gældende for fjorde, som morfometrisk og hydrografisk er sammenlignelige med Skive og Roskilde Fjord. På basis af den parallele udvikling i iltforholdene i mange af de middeldybe fjorde er det dog sandsynligt, at de kvantitative sammenhænge også vil gælde for fjorde som Vejle Fjord, samt flere områder i Limfjorden. I dybe, lukkede fjorde (fx tærskelfjordene Mariager Fjord, Flensborg Fjord) vil opblandingsforholdene være dårligere og varigheden af lagdelte perioder vil være større. En markant forbedring af iltforholdene i disse fjorde vil derfor kræve større reduktioner i næringsstofbelastningen.

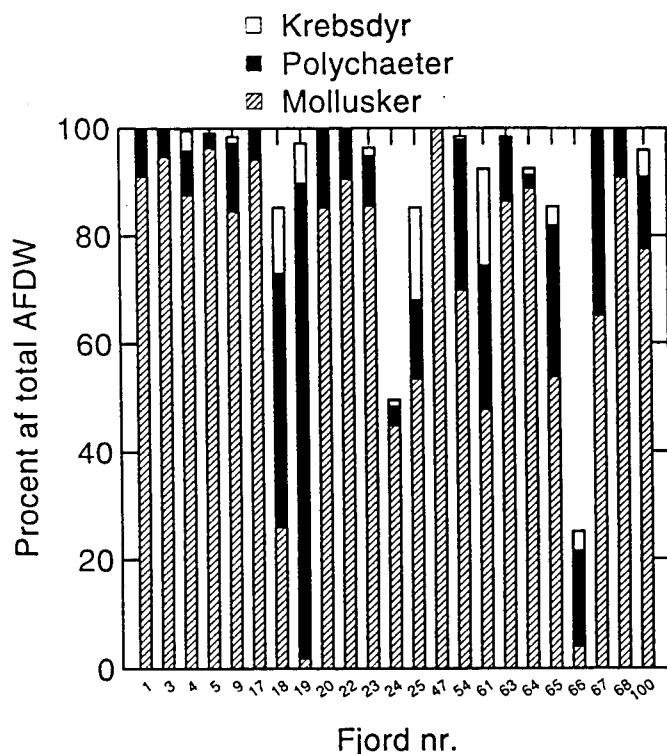


## 8 Bundfauna i danske fjorde

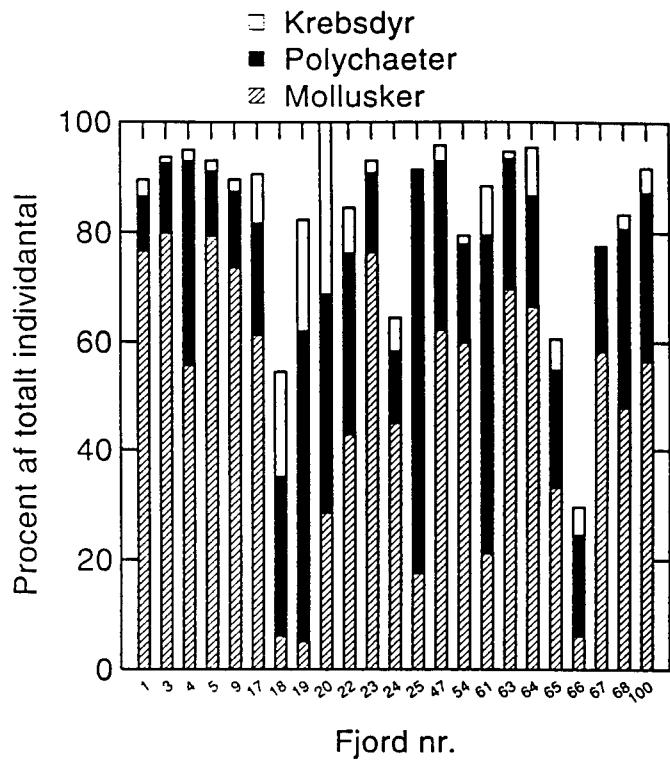
### 8.1 Fjordbundsfaunaens sammensætning

Danske fjorde er generelt stærkt domineret af mollusker, fortrinsvis muslinger, der ofte udgør mere end 80% af den totale biomasse (*Figur 8-1*) og mere end 60% af det totale antal individer (*Figur 8-2*). Blandt dominerende muslingearter kan nævnes filtratorerne *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*, og *Cardium spp.* På det lave vand kan dyndsnegle (*Hydrobia spp. m.fl.*) dominere antalsmæssigt. I mange fjorde er den antalsmæssigt og biomasse-mæssigt næststørste dyregruppe børsteorme (polychaeter). I de lavvandede og højt belastede fjorde Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord er polychaeter den mest dominerende gruppe, specielt i Ringkøbing Fjord hvor denne gruppe udgør mere end 80% af den totale biomasse. En tredje dyregruppe, der i visse fjorde kan være hyppigt forekommende, er krebsdyrene, hvor *Corophium spp.* ofte er en dominerende type på ladt vand. Pighude (echinodermer), der er en dominerende gruppe i de åbne havområder, er meget ringe repræsenteret i danske fjorde. Dette skyldes formentlig den lave saltholdighed i fjordene.

Ud fra den taksonomiske sammensætning af faunaen (dominans af mollusker der inkluderer de effektive filtratorer) og de mange steder høje biomasser (25-50 eller mere g AFDW m<sup>-2</sup>), kan det forventes, at bundfaunaen i fjordene kan have en signifikant effekt på det pelagiske system, fx ved fjernelse af planktonbiomasse.



Figur 8-1. Procentuel fordeling af dyregruppers biomasse i fjorde. For identificering af fjorde se Tabel 8-1.



Figur 8-2. Procentuel fordeling af dyregruppers individtæthed i fjorde, hvor biomasse er målt. For identificering af fjorde se Tabel 8-1.

## 8.2 Tilstand

### Indledning

I dette afsnit behandles bundfaunaens tilstand i danske fjorde i perioden 1990 til 1994. Hovedspørgsmålet, der søges testet, er *hvorvidt belastningsforskelle af næringsstofferne N og P mellem fjorde kan forklare forskelle af makrobentisk biomasse, individtæthed og artssantal*. Spørgsmålet er stillet udfra antagelsen, at de tilførte næringsalte, i hvert fald i et vist omfang bliver inkorporeret i fytoplanktonbiomassen inde i fjorden, og at denne biomasse danner fødegrundlag for bundfaunaen og bidrager til iltforbrug og efterfølgende iltsvind i bundvandet. I de tilfælde at der ikke dannes et effektivt iltsvind, vil man forvente et positivt respons (forøgelse) af bundfaunaen på øget belastning, men hvis der indtræffer iltsvind, kan responset være det modsatte, ofte total udslættelse af faunaen. Mange tidligere eksperimentelle studier har dokumenteret effekter af varierende grad af organisk belastning på bundfaunaens sammensætning, individtæthed og biomasse (fx Diaz & Rosenberg 1995). Feltstudier, blandt andet i farvande omkring Danmark, har påvist forandringer af bundfaunaen, der sandsynligvis skyldes eutrofiering/øget input af organisk materiale i senere tid (fx Hagerman et al. 1996). Der foreligger dog kun få feltstudier i det marine miljø, hvor man kan relatere bestemte belastningstal til et bestemt afgrænset område eller bentisk samfund. Fra danske fjorde foreligger målinger af både N- og P-belastning og bundfaunavariabler fra mange geografisk afgrænsede områder. Dette giver en unik mulighed for at teste eventuelle kausale sammenhænge mellem disse variabler, og dermed vurdere effekter af eutrofiering på det makrobentiske system. Resultatet er også relevant, når det drejer

sig om at vurdere retentionsevnen af fjordene og dermed fjordenes betydning som næringskilde for tilgrænsende åbne havområder.

Fremgangsmåde: Relationer mellem estimer af bundfaunavariabler fra forskellige fjorde og omgivelsesvariabler modelleres med simple lineære modeller gennem trinvis multipel regression. Som afhængige variabler vælger vi bundfaunaens individtæthed (individtæthed), biomasse og antal af arter. De to førstnævnte behandles også fordelt på taksonomiske hovedgrupper. Som uafhængige (forklarende) variabler vælger vi i første omgang N- og P-belastning, der danner grundlag for "ny" primærproduktion i fjorden, og fjordenes middelvanddybde. Middelvanddybden bestemmer til stor del vandomsætning i fjorden udtrykt som flushrate (ferskvandstilførsel divideret med fjordvolumen, der positivt korrelerer med dybden), hvilken kan have betydning for eksport og retention af produktion og næringssalte i fjorden, ligesom for forudsætninger for dannelse af ilts vind. Middeldybden er i modsætning flushraten uafhængig af belastningen (der begge afhænger af ferskvandstilstrømningen).

#### Databehandling

Da hovedformålet med denne analyse er at vurdere, hvis og hvordan N og P belastning påvirker den benthiske makrofauna, og for at undgå "pseudoreplikering" er faunadata reduceret til samme frekvensniveau som tilgængelige belastningsdata. Således er individtætheder og biomasser beregnet som middelværdier for hvert år og hver fjord. Antallet af dataserier, der ligger til grund for hver middelværdi, gives i *Tabel 8-1*. Hvert datasæt er en prøvetagning, fx 10 haps, på en station og en dato. Den totale biomasse er beregnet i askefri tørvægt (AFDW) ud fra tørvægten, inklusive skaller og skeletter, for enkelte dyregrupper ved hjælp af omregningsfaktorer (Rumohr et al. 1987). Faktorerne for DW til AFDW er for Polychaeta 0.75, Crustacea 0.72, Mollusca 0.20, Echinodermata 0.20 og øvrige taxa 0.70.

Årsmidler, baseret på hele årets data, fordelt på fjorde, vises for N-belastning, individtæthed og biomasse på *Figur 8-3*, *Figur 8-4* og *Figur 8-5*.

*Tabel 8-1.* Oversigt over fordeling af bundfaunadataserier fra hver station og dato i danske fjorde 1989-94, for kvartal II (1) og kvartal I, III og IV (2). \* Limfjorden minus Halkær, Skive og Lovns Bredninger.

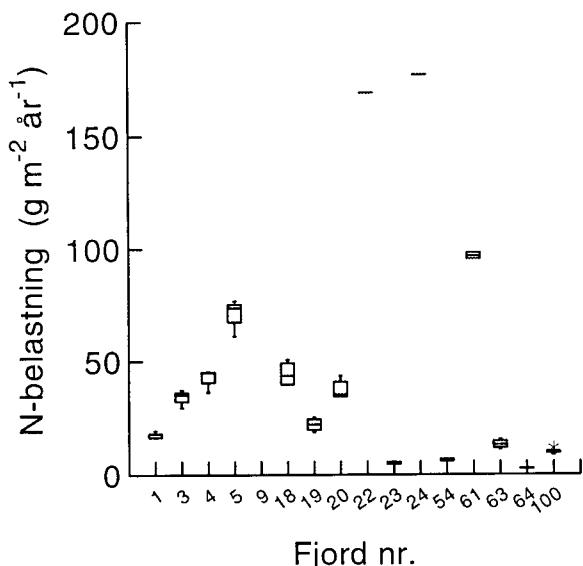
Fjord (nr./navn)	Individtæthed						Biomasse					
	89	90	91	92	93	94	89	90	91	92	93	94
1. Roskilde Fjord	1:	6	4	2	5	5	3	3	2	5	5	5
	2:	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-
3. Vejle Fjord	1:	4	7	10	4	2	11	-	-	-	4	2
	2:	10	14	14	6	21	10	-	-	-	6	21
4. Horsens Fjord	1:	2	2	7	3	-	7	-	-	-	3	-
	2:	4	2	4	6	10	3	-	-	-	5	10
5. Kolding Fjord	1:	2	2	2	7	7	7	-	-	-	7	7
	2:	4	2	3	5	1	1	-	-	-	5	1
9. Nakskov Fjord	1:	9	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-
	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11. Stege Bugt	1:	-	8	-	15	-	-	-	-	-	-	-
	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17. Præstø Fjord	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	-	11	-	-	-	-	-	1	-	-	-
18. Nissum Fjord	1:	18	18	18	18	16	17	-	-	18	18	16
	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19. Ringkøb. Fjord	1:	24	24	24	24	24	23	-	-	24	24	24

Fjord (nr./navn)	Individtæthed						Biomasse					
	89	90	91	92	93	94	89	90	91	92	93	94
20. Grådyb Tidev.	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1:	17	11	17	17	17	17	17	11	17	17	17
22. Randers Fjord	2:	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
	1:	-	24	-	-	-	-	-	24	-	-	-
23. Århus Bugt	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24. Norsminde Fjord	2:	18	19	18	19	19	19	18	19	18	19	19
	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25. Mariager Fjord	2:	-	-	17	2	-	-	-	-	17	2	-
	1:	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	1
	2:	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	1
27. Odense Fjord	1:	2	3	3	-	6	6	-	-	-	-	-
	2:	5	4	6	5	2	1	-	-	-	-	-
28. Kertinge Fj,N	1:	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-
	2:	1	5	10	5	3	5	-	-	-	-	1
29. Sydfyns Ø hav	1:	1	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-
	2:	1	1	2	1	4	3	-	-	-	-	-
30. Holcken. Fjord	1:	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	2	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-
31. Lindelse Nor	1:	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
32. Nakkeb. Fjord	1:	3	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
33. Helnæs Bugt	1:	2	9	3	-	9	-	-	-	-	-	-
	2:	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
34. Bredingen	1:	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
35. Gamborg Fjord	1:	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36. Faaborg Fjord	1:	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	1	1	2	3	-	-	-	-	-	-	-
46. Lunke Bugten	1:	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
47. Nyborg Fjord	1:	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	2:	1	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-
54. Isefjord	1:	2	3	7	4	3	3	1	2	7	4	3
	2:	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
61. Halkær Bred.	1:	-	-	-	-	20	17	-	-	-	20	17
	2:	-	-	-	-	19	17	-	-	-	19	17
63. Skive, Løvn Br.	1:	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	2:	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
64. Flensborg Fjord	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	31	31	31	31	31	31	-	-	5	5	5
65. Haderslev Fjord	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	1	1	1	1	1	1	-	-	1	1	1
66. Aabenraa Fjord	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	2	2	2	2	2	2	-	-	2	2	1
67. Genner Fjord	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	2	2	2	2	2	2	-	-	2	2	2
68. Augustenb. Fj.	1:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2:	3	3	3	3	3	3	-	-	3	3	3
100. Limfjorden*	1:	20	20	20	20	28	28	20	20	20	28	28
	2:	20	20	20	28	27	28	20	20	20	28	27

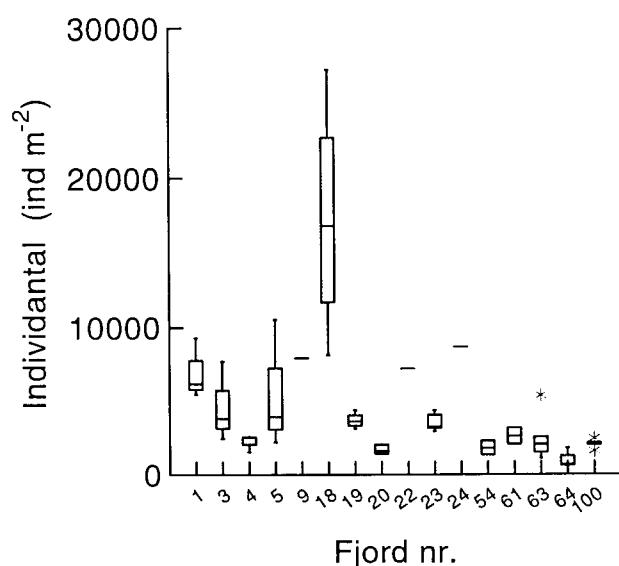
For at tage højde for eventuel sæsonvariation blev materialet for kvartal II (april, maj, juni) analyseret separat i tillæg til analyse af materiale fra hele året. Faunadata fra et år blev korreleret med be-

lastningsdata fra året før. Belastning af N og P i en fjord blev udtrykt som den totale tilførsel af næringsstoffer i løbet af året divideret med fjordens overfladeareal ( $\text{g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ).

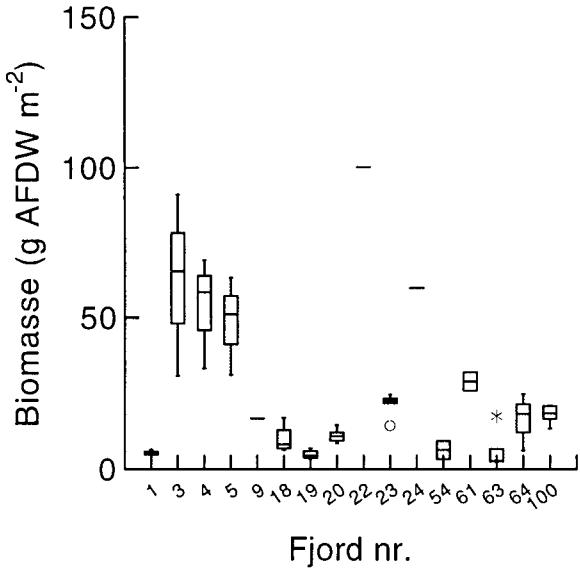
Antallet af observationer i de enkelte år, henholdsvis stationsbesøg, varierede fra 1 og opad. Repræsentativiteten for en fjord af nogle få målinger er selvfølgelig usikker. Med henblik på at øge repræsentativiteten af bundfaunamålingerne i en enkelt fjord, det enkelte år, blev analyserne kun udført på materiale med mere end 3 prøvetagninger pr. fjord og år. Log10 transformering af variablerne blev gennemgående brugt i regressionerne, fordi fordelingen af residualvariationen i forhold til modellestimatorne blev markant forbedrede sammenlignet med brug af originale data.



Figur 8-3. Box and Whiskers Plots som viser årsmidler fra 1989-93 af total N-belastning fordelt på fjorde. For identificering af fjorde se Tabel 8-1.



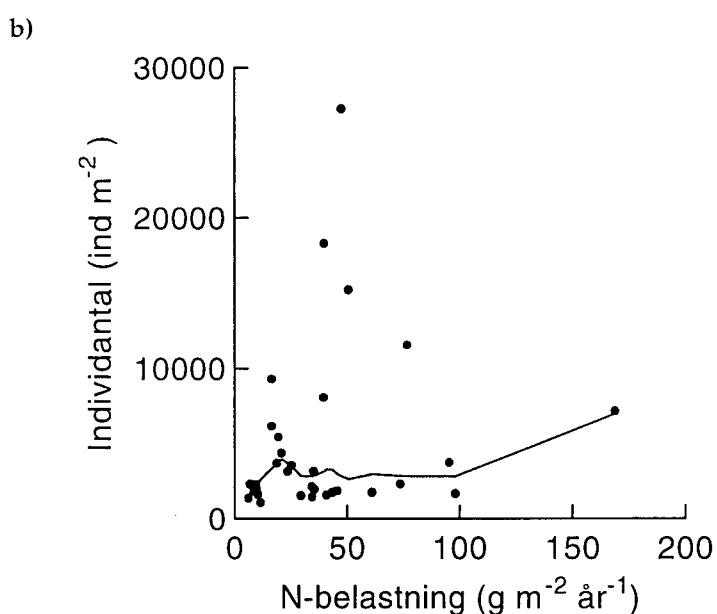
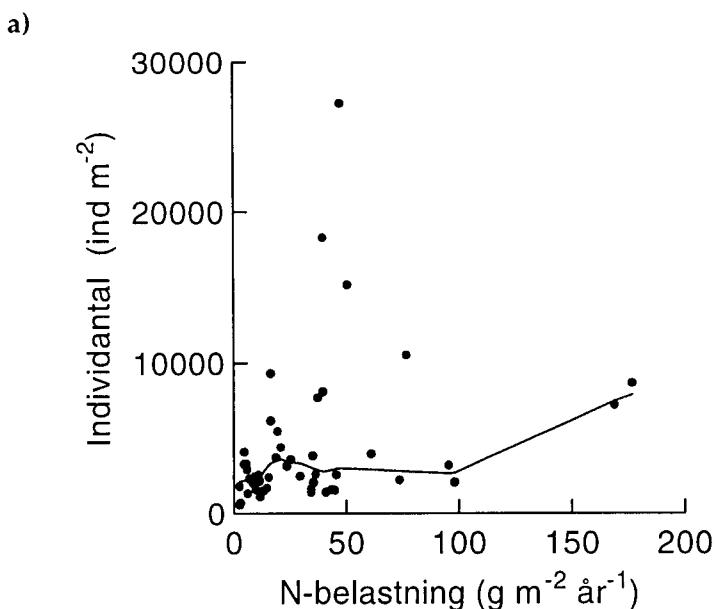
Figur 8-4. Box and Whiskers Plots som viser årsmidler af total individtæthed fra 1990-94 fordelt på fjorde.



Figur 8-5. Box and Whiskers Plots som viser årsmidler fra 1990-94 af biomasse fordelt på fjorde.

#### *Individtæthed*

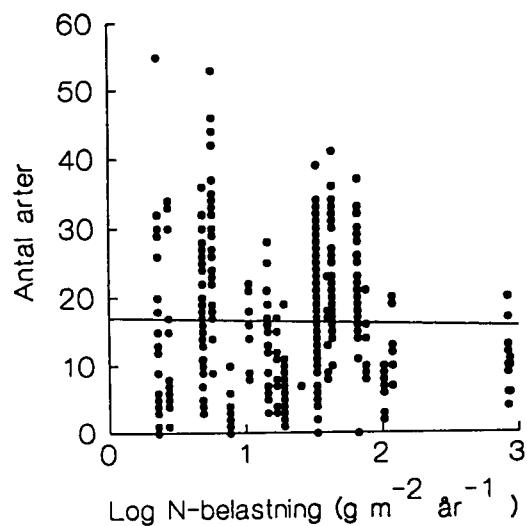
Den største forklaringsgrad af variationen af total individtæthed mellem fjorde blev opnået med en lineær model, hvor individtæden er negativt relateret til fjordens middelvanddybde (Tabel 8-2). Baseret på hele årets data bidrog desuden P-belastningen signifikant positivt til den lineære model. Forklарingsgraden var 32% for hele året og 29% baseret på forårsdata. N (Figur 8-6) kunne ikke forbedre forklaringsgraden af modellen. Belastning af N og P kunne ikke forklare en nævneværdig del af variation i individtæthed af de to dominerende dyregrupper, Polychaeta og Mollusca (Tabel 8-3), dog med undtagelse af mollusker baseret på hele året, hvor P-belastning bidrog signifikant positivt til modellen. Polychaeta var negativt relateret til middelvanddybde (51-63%). Mollusca var enten positivt relateret til middeldybde (hele årets data), eller overhovedet ikke til nogen af de anvendte omgivelsesfaktorer (forårsdata) (Tabel 8-3).



Figur 8-6. Total individtæthed plottet mod N-belastning og analyseret med LOWESS ikke-lineære regressionsmetode. a) hele årets data, b) forårsdata.

#### Antal arter

N- eller P-belastning bidrog overhovedet ikke til at forklare variation af antallet af arter mellem fjorde (Figur 8-7). Mest betydningsfulde variabler var prøvetagningsareal, antal individer og vanddybde, hvilke tilsammen kunne forklare 20% af variationen.

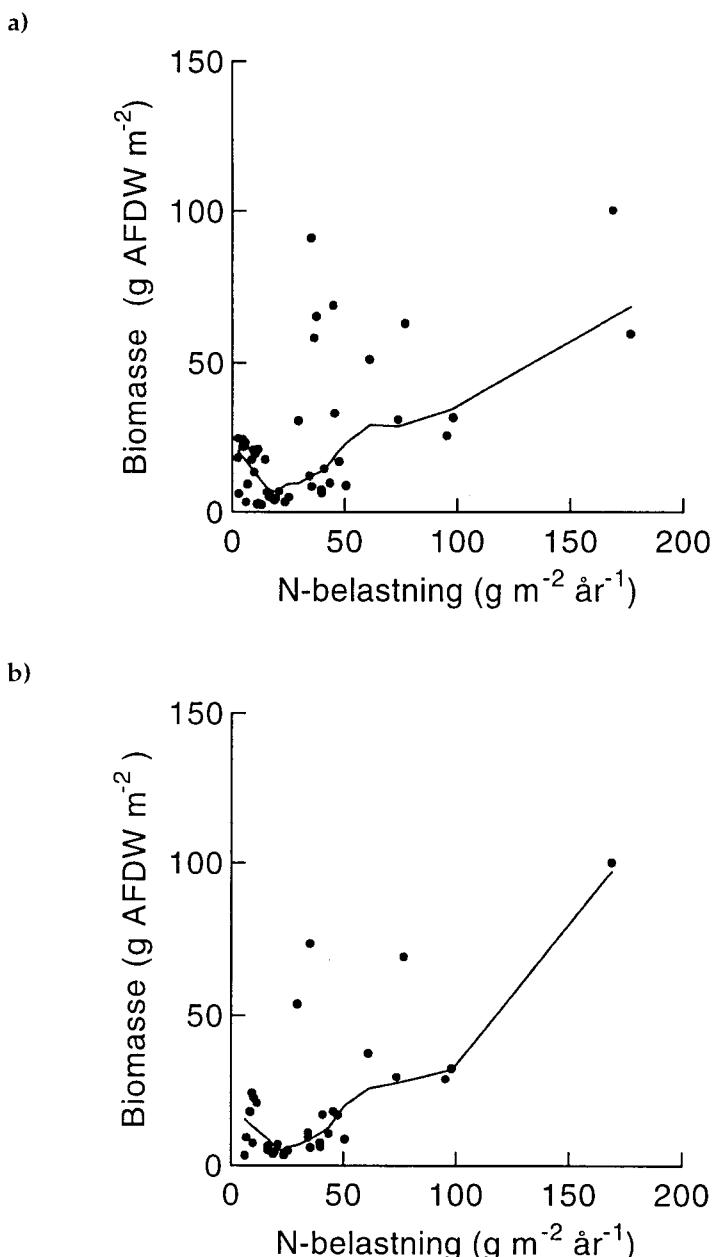


Figur 8-7. Antal taxa (arter) pr.  $10 \times 0.0123 \text{ m}^2$  plottet mod L- og N-belastning.

#### Bentisk biomasse

Målinger af bundfaunaens tørvægt er foretaget i 23 fjorde i perioden 1989-94. Data fra 15 af disse fjorde blev brugt til analyse af data fra hele året, og fra 11 fjorde blev data fra foråret benyttet. Relation mellem bentisk biomasse og de nævnte omgivelsesvariabler blev modellet med trinvis regression (Tabel 8-2). Den højeste forklaringsprocent baseret på hele årets data (48%) blev opnået med en model, hvor biomassen er positivt relateret til N-belastning (Figur 8-8) og til middelvanddybden for fjordene. Forklарingsprocenten baseret på forårsdata var højest for en model hvor biomassen var positivt relateret til N-belastning og middelvanddybde (62%). I begge tilfælde stod N-belastning for det største bidrag til modellen. P-belastningen var positivt samkorreleret med N-belastningen, og kunne ikke øge forklaringsgraden af variationen i biomasse.

Biomasse af Polychaeta var signifikant positivt relateret til N-belastning (hele året) og middeldybde (forårsdata) (Tabel 8-3). Biomasse af Mollusca kunne beskrives af lignende modeller som for den totale biomasse (Tabel 8-2), hvor N-belastning stod for langt det største bidrag til modellerne.



Figur 8-8. Bentisk biomasse (AFDW) plottet mod N-belastning og analyseret med LOWESS ikke-lineære regressionsmetode (Cleveland 1979). a) hele årets data, b) forårsdata.

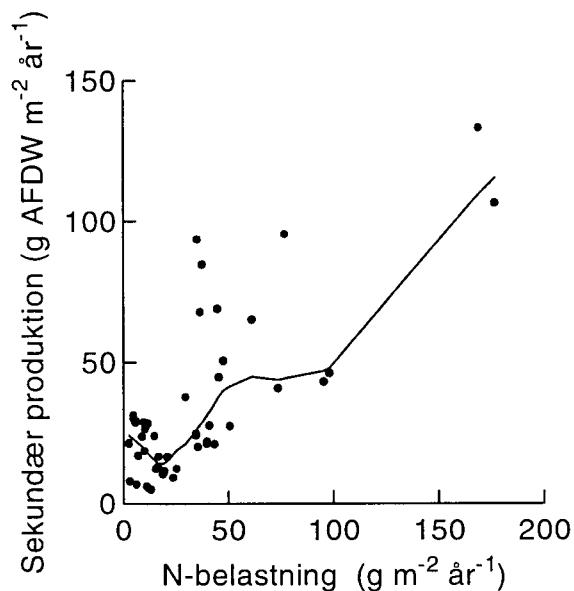
#### Sekundær produktion

De foreliggende relationer mellem N-belastning og bentisk biomasse indikerer en positiv relation mellem potentiel primærproduktion og bentisk produktivitet. Tidligere studier har vist, at bentisk biomasse er en god prædiktor af bentisk sekundærproduktion, specielt når biomassens turnover rate er kendt (Tumbioli & Downings 1994). Turnover-raten er negativ relateret til individstørrelsen og produktionen er negativ relateret til individvægten (DW) med  $B^*DW^{-0.21}$ , hvor B er en konstant (Tumbioli & Downings 1994). Da det i det foreliggende materiale fra danske fjorde er åbenbart, at individstørrelse varierer mellem fjorde, vil en modellering, der tager højde for disse forskelle, give et bedre estimat af produktionen sammenlignet med brug af biomassen alene.

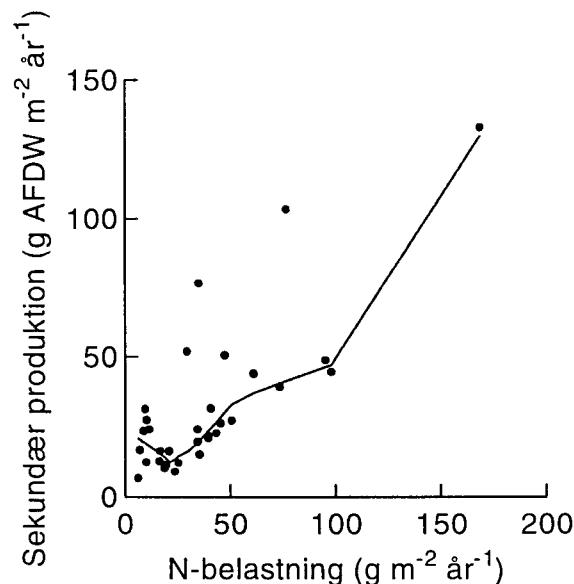
Vi har estimeret bentisk sekundærproduktion ud fra en empirisk sammenhæng baseret på data fra hele verden (Tumbioli & Downings 1994 eq. 1):  $\text{Log } P = 0.24 + 0.96 \cdot \log \text{AFDW} (\text{g m}^{-2}) - 0.21 \cdot \log \text{Indw afdw (mg)} + 0.03 \cdot T_s - 0.16 \cdot \log (z+1)$ , hvor  $T_s$  = middeltemp i overfladen ( $^{\circ}\text{C}$ ) og  $z$  = vanddybden (m). Vi antog en årsmiddeltemperatur på  $10^{\circ}\text{C}$  og brugte AFDW i stedet for skalfri DW. Individvægten (Indw AFDW) beregnes som biomassen divideret med antallet af individer fra hvert år og fjord.

Relationer mellem den estimerede produktion og omgivelsesfaktorerne ovenfor blev modelleret på samme måde som biomassen (Tabel 8-2). Lignende forklaringsprocent (51-62%) blev opnået med lignende modeller som for biomassen men med noget forskellige konstanter. Også her stod N-belastning (Figur 8-9) for det største bidrag til modellerne.

a)



b)



Figur 8-9. Estimeret sekundær bentisk produktion plottet mod N-belastning og analyseret med LOWESS ikke-lineære regressionsmetode (Cleveland 1979). a) hele årets data, b) forårsdata.

Tabel 8-2. Regression af total individtæthed (TOTIND, ind  $m^{-2}$ ), biomasse (AFDW, g  $m^{-2}$ ) og produktion (PTOT, g afdw  $m^{-2} \text{år}^{-1}$ ) mod omgivelsesvariabler baseret på materiale fra hele året og II kvartal. Start model:  $\text{Log } W = a + b^* \text{Log } TN + c^* \text{Log } TP + d^* \text{Log } Z$ . Hvor W er responsvariabel, a-d er konstanter, og TN og TP er N-og P-belastning ( $g m^{-2} \text{år}^{-1}$ ), Z Fjordens middeldybde (m). Uafhængige variable er udvalgt ved trinvis regression, hvor kun variabler, der giver en signifikant ( $P < 0.05$ ) bidrag til modellen, er medtaget.

Endelig model	n	R <sup>2</sup>	P
<b>Hele året</b>			
Log TOTIND = 3.697 + 0.250*Log TP - 0.290* Log Z	49	0.32	0.000
Log AFDW = -0.745 + 0.985* Log TN + 1.094*Log Z	49	0.48	0.000
Log PTOT = - 0.006 + 0.794* Log TN + 0.645* Log Z	49	0.51	0.000
<b>Kvartal II</b>			
Log TOTIND = 3.835 - 0.706* Log Z	35	0.29	0.001
Log AFDW = -0.680 + 0.945* Log TN + 0.980* Log Z	32	0.62	0.000
Log PTOT = 0.096 + 0.747* Log TN + 0.495* Log Z	32	0.62	0.000

PTOT = Sekundær produktion (g AFDW  $m^{-2} \text{år}^{-1}$ ), estimeret fra:  
 $\text{Log } P = 0.24 + 0.96^* \text{log } AFDW (g m^{-2}) - 0.21^* \text{log } \text{Indw afdw (mg)} + 0.03^* Ts - 0.16^* \text{log } (z+1)$ ,  
 hvor Ts=middeltemp i overfladen ( $^{\circ}\text{C}$ ) og z=vanddybden (m)  
 (Tumbiolo & Downings 1994).

Tabel 8-3. Regression af individtæthed (ind  $m^{-2}$ ) af Polychaeta (PIND) og Mollusca (MIND), biomasse (DW, mg  $m^{-2}$ ) af Polychaeta (PDW) og Mollusca (MDW) mod omgivelsesvariabler baseret på materiale fra hele året og II kvartal. Start model:  $\text{Log } W = a + b^* \text{Log } TN + c^* \text{Log } TP + d^* \text{Log } Z$ . Hvor W er responsvariabel, a-d er konstanter, og TN og TP er N-og P-belastning ( $g m^{-2} \text{år}^{-1}$ ), Z Fjordens middeldybde (m).

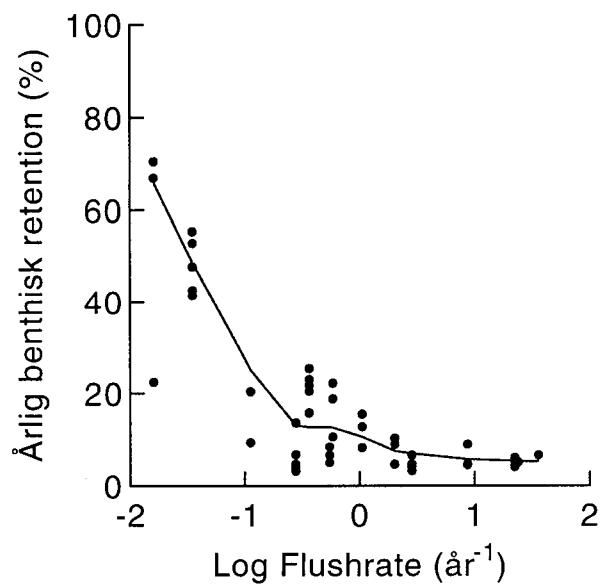
Endelig model	N	R <sup>2</sup>	P
<b>Hele året</b>			
Log PIND = 3.240 - 0.836*Log Z	54	0.51	0.000
Log MIND = 2.656 + 0.684*Log TP + 0.867*Log Z	49	0.30	0.000
Log PDW = 2.425 + 0.654* Log TN	49	0.27	0.000
Log MDW = 1.315 + 1.541* Log TN + 2.228*Log Z	49	0.45	0.000
<b>Kvartal II</b>			
Log PIND = 3.378 - 1.191*Log Z	35	0.63	0.000
Log MIND = 2.632	35	-	-
Log PDW = 3.771 - 0.732 *Log Z	32	0.20	0.007
Log MDW = 1.288 + 1.486*Log TN + 2.254* Log Z	32	0.48	0.000

### Makrofaunaens betydning i fjordøkosystemet - retention

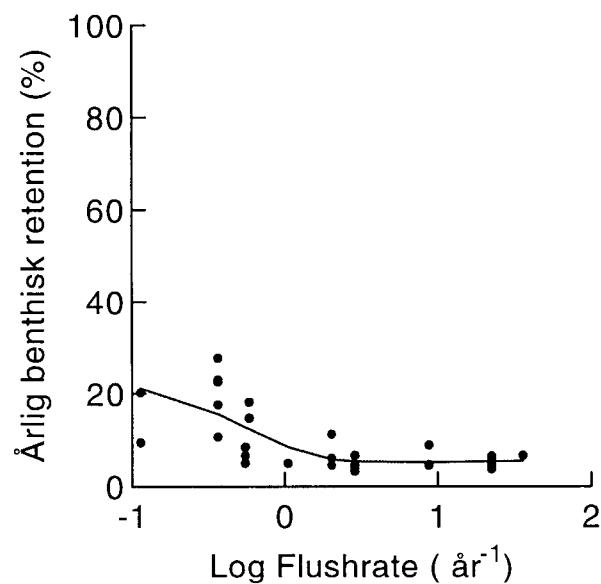
Med henblik på at vurdere hvor meget af den primære nyproduktion, der årligt bliver tilbageholdt i benthos i forskellige fjorde, blev følgende regnestykke gennemført. Ved at antage et N-indhold i ftoplanktonbiomasse på 1:12 og at alt N bliver omsat til planktonbiomasse, beregnede vi den årlige primære nyproduktion som følge af N-belastningen. Ved at sætte den estimerede sekundære benthiske produktion i forhold til den primære ny produktion får vi et udtryk for den årlige benthiske retention i form af biomasse. Denne varierer for de fleste fjorde mellem 5 og 20 % (Figur 8-11). Graden af retention er dog stærkt afhængig af fjordernes middelvanddybde og flush-

raten, så retention er mindst i fjorde med lav vanddybde og høj flushrate (*Figur 8-11*, *Figur 8-10*).

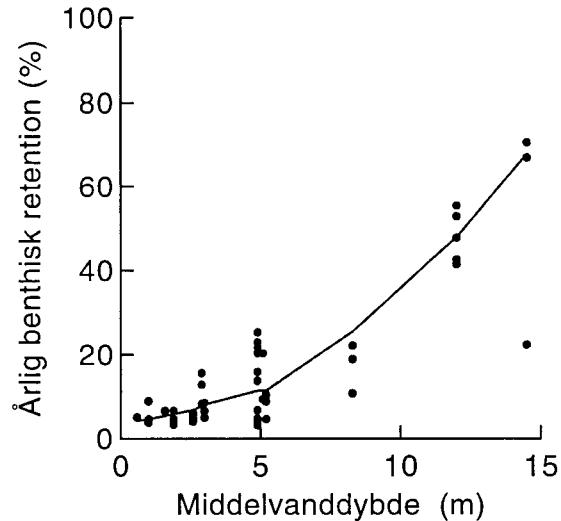
a)



b)



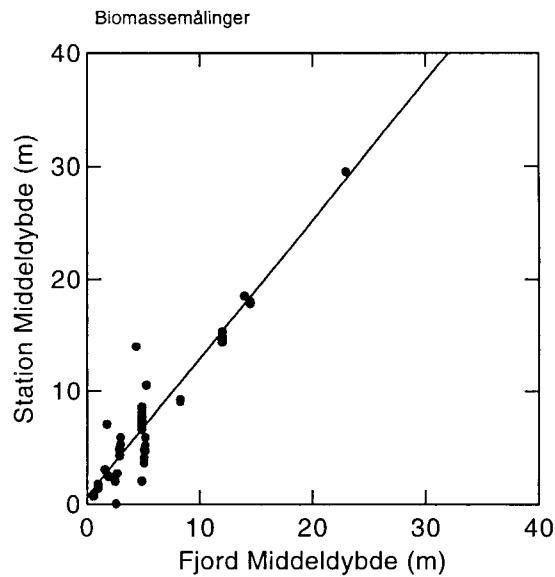
*Figur 8-10.* Årlig retention af N-baseret potentiel ny primærproduktion i bentisk biomasse plottet mod flushrate analyseret med LOWESS regression. a) hele årets data (15 fjorde), b) forårsdata (11 fjorde).



Figur 8-11. Årlig retention af N-baseret potentiel ny primærproduktion i bentisk biomasse plottet mod fjordenes middelvandddybder analyseret med LOWESS regression. Hele årets data.

### Diskussion og sammenfatning

Ud fra biomasseanalysen kan det konkluderes, at N-belastning i danske fjorde i perioden 1990-94 i overvejende grad har haft en positiv effekt på biomassen. Det vil sige, at hvis N-belastning er den mest betydningsfulde faktor for dannelse af alvorlige iltsvind, hvilket indikeres i Kapitel 7, er der ikke nogen grund til at sige, at iltsvindseffekter er af større generel negativ betydning for bentisk biomasse i de pågældende fjorde i den pågældende periode. Denne konklusion er endvidere sandsynligvis konservativ, idet det brugte bundfaunamateriale sandsynligvis overrepræsenterer dybere dele af fjordene sammenlignet med lavvandede dele (Figur 8-12), hvilket burde øge chance for at opdage iltsvindseffekter på faunaen. Hvis forekomst af iltsvind ikke klart kan relateres til belastning, men i højere grad er betinget af vandudskiftningsforhold, vil man forvente forskelle i biomasse-belastningsrelationen mellem tærskefjorde og øvrige fjorde. Relationerne fra disse to fjordkategorier er dog næsten fuldstændigt ens, både med hensyn til hældning og intercept, hvilket ikke støtter en sådan forklaring. Det bør dog understreges, at eftersom resultater fra biomasseanalysen baseres på en specifik tidsperiode (1990-94 med belastningsforhold i 1989-93), kan man ikke umiddelbart ekstrapolere resultaterne for tidslig udvikling i andre perioder i enkelte fjorde. Det kan heller ikke udelukkes, at iltsvindsinducederede reduktioner lokalt i fjorde kan bidrage til at mindske hældningen i relationen mellem belastning og biomasse. Resultaterne antyder stærkt, at bundfaunaens biomasse til stor del er næringsbegrænset (i modsætning til arealbegrænset), og at N er den begrænsende faktor for ny-primærproduktion i danske fjorde.



Figur 8-12. Vanddybder på bundfaunastationer plottet mod fjordenes mid-delvanddybder.

Der er endvidere en klar positiv effekt af middeldybde på biomasse, sekundærproduktion og retention. En del af denne effekt kan formentlig forklares ved, at flushraten og dermed sandsynligheden for eksport af de tilførte næringssalte øges med fald i vanddybde. Vi kan på nuværende tidspunkt konkludere noget om årsagen hertil. Det er en mulighed, at ny primærproduktion i lavvandede fjorde i højere grad er lysbegrænset sammenlignet med dybe fjorde. Det er kendt, at resuspensionsintensitet, der indvirker på lysudslukningen, ofte er negativt relateret til vanddybden. Høj resuspensionintensitet er også rapporteret fra de lavvandede vestjyske fjorde, fx Ringkøbing fjord. Endvidere kan det ikke udelukkes, at selve produktionen bidrager til lysudslukning i lavvandede fjorde.

En faktor der kan indvirke på analysen er det faktum, at i nogle af fjordene har man kun målt en del af muslingebestanden. I Limfjorden og Grådybs tidevandsområde angives det, at blåmuslinger delvis er udelukket fra materialet. Dette vil sandsynligvis give lavere biomasseestimater i disse fjorde. For at teste en mulig effekt af denne selektion på analyserne i denne sektion, blev regressionsanalysen gentaget uden materiale fra disse fjorde. Analyserne ændrede dog ikke nævneværdigt på resultatet i forhold til analyser baseret på hele materialet.

#### *Anvendelighed af metoden i overvågning*

Resultaterne af denne tværgående analyse af danske fjorde indikerer, at bundfaunabiomasse er en brugbar variabel til at beskrive skæbne af tilførte næringssalte til fjordene. Individantal alene er ikke brugbart til dette formål. Det bør understreges, at hvis formålet med overvågningen er at give en totalbeskrivelse af systemet, er det uacceptabelt helt at udelukke store, spredt fordelte bunddyr (fx. *Mytilus*), der kan have en signifikant betydning for stofomsætningen i bund og tillige i vandet. Data bør som minimum præsenteres inkluderende alle organismer.

Mulighederne for at foretage sammenligninger med hensyn til biomasse kan forbedres ved som minimum at bruge tørvægt, der er et mindre variabelt mål sammenlignet med vådvægt. Det ideelle biomassemål for energetiske sammenligninger vil dog være askefri tørvægt.

### 8.3 Udvikling

Dette afsnit er et resume af amternes rapporter som indberettet i 1996.

*Nordsjællandske fjorde*

Der opstod iltsvind i Lammefjord og Yderbredningen af Isefjord i perioden 1986-95; der var dog ikke nogen indikation af påvirkning på bunddyrene. En sammenligning med faunaundersøgelser siden begyndelsen af 1900-tallet indikerede, at 20-25 makrofaunaarter er forsvundet sammenlignet med i dag, hvor faunaen er artsfattig og domineres af forureningstolerante arter. Specielt muslinger synes at være forsvundet, og de der findes nu har lille individstørrelse. I Roskilde Fjord faldt biomasse og individantal i Roskilde Bredning som følge af iltsvind i 1995. I den nordlige del af fjorden er observeret en stigning i individtæthed og biomasse i 1990'erne.

*Vestsjællandske fjorde og nor*

I Korsør Nor er bundfaunaen generelt domineret af små kortlivede arter, som er tolerante overfor organisk belastning. Individtægheden viser store fluktuationer siden 1987, men der er ikke nogen sikker retningsbestemt tendens. Udviklingen i Kalundborg Fjord fra 1985 til 1995 viser heller ikke nogen langtidstrend af artsantal, individantal eller biomasse; den seneste måling er fra 1990.

*Sydsjællandske fjorde*

Da kun spredte målinger foreligger fra Dybsø Fjord, Stege Bugt og Karrebæk Fjord er det ikke muligt at vurdere langtidsudvikling af bundfauna i disse områder. I Præstø Fjord findes en forarmet fauna, der ikke viser en retningsbestemt udvikling. Biomasse viste muligvis en stigning fra 1981 til 1990. I Nakskov Fjord rapporteres om forbedrede forhold for bundfaunaen i perioden 1972-89 pga. mindsket belastning. Faunaen er dog stadigvæk arts- og individfattig i Nakskov Inderfjord.

*Fynske fjorde og nor*

Der er konstateret et fald i individantallet i Odense Fjord siden 1978, der hovedsageligt skyldes et fald i dyndsneglen *Hydrobia*. En mulig kobling til mindsket udbredelse af søsalat (*Ulva*) foreslogs. Dog udeblev den forventede stigning af muslinger (*Macoma*, *Mya* eller *Cardium*). Det blev konkluderet, at en forbedring af mindsket næringsstoftilførsel siden slutningen af 1980'erne ikke umiddelbart kan spores i bundfaunasamfundet. Lignende forandringer skete i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord fra 1993, men her viste blandt andet muslinger (*Mya*) en klar fremgang i antallet af individer. Disse forandringer falder sammen med en reduktion af mængden af trådalger i Kertinge Nor, og det konkluderedes, at "Bunddyrssamfundet må sammen med de øvrige biologiske systemer i Kertinge Nor formodes være på vej mod en ny mere stabil tilstand".

For det Sydfynske Øhav konkluderes det, at sammenlignende bundfaunaundersøgelser viser en tiltagende forarmelse af bundfaunaen i

de dybe områder som følge af øget iltsvindspåvirkning siden århundredeskiftet, og en betydelig indvirkning på bundfaunaen på lavt vand af de massive trådalgeførekster. De dybe dele af det Sydfynske Øhav (2 stationer) viste ikke nogen retningsbestemt forandring af individtæthed og artsantal siden 1977. Et bimodalt mønster for individtæthed synes at forekomme med høje værdier i begyndelsen af 1980'erne og i begyndelsen af 1990'erne. Det angives, at iltsvindsfølsomme arter er forsvundet i perioden 1910-1992.

I Fåborg Fjord, der ikke er undersøgt siden 1992, er der sket en forbedring af bundforholdene fra 1977-78 til 1986. Frem til 1990 var forholdene uændrede, hvorefter der muligvis er sket en tilbagegang mellem 1990 og 1992. Begge stationer i denne fjord er præget af lav arts- og individtæthed, hvilket tilskrives lavt iltindhold i bundvandet. For Nakkebølle Fjord og Lindelse Nor angives ikke nogen tidslig udvikling. Generelt angives artsantal og individtæthed som lav og kobles til dårlige iltforhold. Fjorde og nor i Lillebæltregionen, Helnæs Bugt, Gamborg Fjord, Gamborg Nor, og Holckenhavn Fjord viser ikke nogen udvikling siden slutningen af 1980'erne.

#### Østjyske fjorde

Vejle Fjord er karakteriseret af høje individantal og biomasser fra 1993 og senere. I enkelte tilfælde rapporteres markant fremgang siden 1989. Et iltsvind af 30 dages varighed indtraf i fjorden i 1993, og ligeledes i 1995 forkom iltsvind. I begge tilfælde dog uden nævneværdige effekter på bundfaunaen. Forekomst af døde krabber rapporteredes i 1993 og fiskedød i 1995.

I Kolding Fjord er der ikke registreret iltsvind i 1995, og der er ikke nogen klar udviklingstendens for individantal og biomasse siden 1986. Heller ikke i Horsens Fjord er der klare tendenser. Temporære negative effekter på bundfaunabestanden rapporteres fra efteråret 1989, dog var bestanden lav allerede før denne dato. Så konklusionen for Vejle, Kolding og Horsens fjorde er, at der ikke er sket nogen klar forandring i senere tid, og hvis en forandring er sket, har den været positiv (øget individtæthed og biomasse).

I Århus Bugt er der sket en generel forbedring af iltforholdene, hvilket indikeres blandt andet af forekomst af slængestjerner og sørmus (*Echinocardium cordatum*) i 1990'erne. Dog konkluderes det, at Århus Bugt og Kalø Vig stadigvæk er eutrofierede. Ingen retningsbestemte forandringer af individtæthed eller biomasse er blevet registreret i perioden 1976-95, eller for biomasse i 1983-95. I en "case story" relateres forskelle i *Abra alba*'s middelstørrelse mellem år til forholdet mellem primærproduktion og pelagisk græsning. Materialet er dog endnu alt for begrænset til at drage en sikker konklusion om årsagssammenhæng.

I Randers Fjord, som er en af de mest næringsstofbelastede danske fjorde, er der sket en forbedring af forholdene for bundfauna i 1990 sammenlignet med 1974. Dette tilskrives mindsket udledning af organisk stof. Da målinger ikke er foretaget siden 1990, kan man ikke uden videre vurdere udviklingen.

#### Limfjorden

I Limfjorden findes langtidsserier på bundfauna fra 8 bredninger i perioden 1978-1995. Bestanden af mollusker er dog underestimeret

på grund af udelukkelse af blåmusling (*Mytilus edulis*). Test med linær regression af data fra 1989 og senere viser i de fleste tilfælde ikke nogen udvikling. Set over hele perioden 1978-1995 er der store udsving i individantal og biomasse, men ikke nogen retningsbestemt udvikling. Et fælles mønster for bredingerne var maksimale værdier af individtæthed i 1988. En sammenligning af variationen mellem bredingerne viser ikke umiddelbart forskelle mellem bredningerne. I nogle af bredningerne tilskrives en del af variationen forekomst af iltsvind (Skive Fjord, Løvn Bredning og dele af Løgstør bredning). Klarlæggelse af eventuelt årsagssammenhæng kræver dog en nærmere analyse af ilt- og bundfaunadata fra de enkelte stationer.

#### Vestjyske fjorde

I Grådyb tidevandsområde viser individantallet ikke nogen større forandring siden begyndelsen af 1980'erne, mens biomassen, henhedsvis mollusker, viste høje værdier i 1980'erne og derefter et fald siden slutningen af 1980'erne. Iltsvind er ikke observeret fra dette område. I en case story angives milde vintrer som forklaring på biomassenedgangen i senere tid. Individtæheten i Ringkøbing Fjord viser ikke nogen retningsbestemt udvikling i perioden 1989-1995. Til gengæld viser biomassen, hovedsageligt polychaeter (*Hediste diversicolor*, *Marenzelleria viridis*), en pæn stigning (med en faktor ca. 2) i perioden.

I lighed med de to foregående fjorde, viser individtæheten i Nissum Fjord heller ikke en retningsbestemt udvikling, dog var niveauet højt i 1992 og 1993. Til gengæld viser biomassen en pæn stigning i perioden (med faktorer 3-4), og skyldes her specielt mollusker (*Mya* og *Macoma*).

#### Sydøstjyske fjorde

De fem fjorde Aabenraa, Augustenborg, Haderslev, Genner og Flensborg fjorde viser ikke nogen retningsbestemt udvikling af bundfaunaen siden 1989. Flere af stationerne karakteriseres af en relativt forarmet fauna, åbenbart som følge af hyppige iltsvind.

#### Opsummering

Sammenfattende kan vi konkludere, at langt de fleste bundfauna-rapporter melder om uændrede eller forbedrede forhold for bundfaunaen i de senere år. I meget få tilfælde er der konstateret negative effekter af iltsvind på faunaen. Disse observationer passer godt med resultatet fra den tværgående analysen mellem fjorde, hvor vises en positiv (øget bestand) effekt af N-belastning på bundfaunaens biomasse i mange af de danske fjorde i perioden 1990-94. Udfra belastningsopgørelser over N-belastning, der viser meget små forandringer i løbet af 1990'erne, er uændret bundfauna det forventede. Det betyder ikke, at bundfauna nødvendigvis er en ufølsom parameter, når det drejer sig om at spejle forandring af eutrofieringgraden. Tværtimod viser den tværgående analysen, at bundfaunaens biomasse er en god parameter til at måle skæbne af tilførte N-næringsalalte.

Hvorvidt bundfaunaens artssammensætning eller struktur er en brugbar parameter eller ikke, belyses ikke af denne analyse. Men de få langtidssammenligninger, der er lavet, indikerer, at betragtelige forandringer er sket af artstrukturen siden begyndelsen af dette århundrede. Mange af disse forandringer er svære at forklare med andet end forringede levevilkår i form af iltmangel.



## 9 Tilbageholdelse af næringssalte i fjorde

Fjorde betragtes ofte som "filtre" for næringssalte på vej fra land til åbent hav (Billen et al. 1991, ) og i nogle tilfælde tilbageholder fjorde også som næringssalte, som bringes ind i fjorden med saltvandet (fx Smith and Veeh 1989). Der eksisterer imidlertid kun få undersøgelser, som sætter tal på fjordenes næringssaltilbageholdelse og som foreslår empiriske modeller for den procentvise tilbageholdelse af N og P. For kvælstof har det været foreslået, at tilbageholdelsen udgør ca. 50% af den eksterne tilførsel for belastninger op til  $70 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (Seitzinger 1988, Billen et al. 1991) og at denitrifikationen redegør for 85-95% af kvælstoffjernelsen, mens resten skyldes akkumulering i fjordbunden. Disse konklusioner har været baseret på data fra 5-6 estuarier. Nixon et al. (in press) sammenligner massebalancer for 9 estuarier og foreslår en model, som kan beskrive kvælstoftilbageholdelsen som procent af belastningen udfra den årsgennemsnitlige hydrauliske opholdstid ( $R^2=0.86$ ). En sådan model er sammenlignelig med den, som er fundet for 16 danske overvågningssøer (Windolf et al. 1995, - 1996). En tilsvarende sammenligning af massebalancer for fosfor (Nixon et al. in press) viser, at den procentvise P-tilbageholdelse ligeledes kan beskrives udfra vandets opholdstid ( $R^2=0.82$ ); men at den procentvise tilbageholdelse generelt er mindre for P end for N. Andre undersøgelser har foreslået, at der er meget ringe, eller ingen, tilbageholdelse af biogeokemisk aktivt P i fjorde og kystnære områder (Caraco et al. 1990, Billen et al. 1991) og andre igen, at der sker en betydelig retention af terrestrisk tilført P i kystnære sedimenter (Balzer 1986, Klump og Martens 1987).

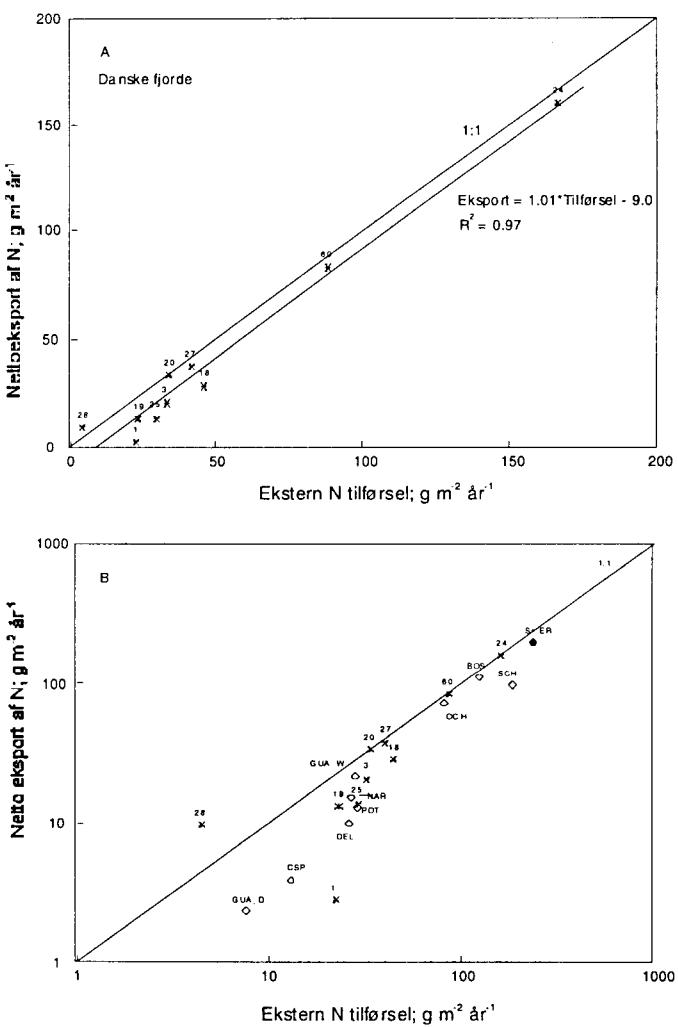
Da spørgsmålet om fjordenes "filterkapacitet" er særdeles vigtigt når man skal beregne transporten af næringssalte fra land til åbent hav (fx ved beregning af de landbaserede belastninger til Kattegat) vil der i dette kapitel blive foretaget en sammenstilling af de massebalancer, der foreligger for danske fjordsystemer. Med massebalancer forstås beregninger af stoftransport, som er baseret på vandskiftemodeller, hvor der tages hensyn til vand- og salttransport og i nogle tilfælde også til tidevandsbevægelser (*tabel 9-1*).

Tabel 9-1. Fjordkarakteristik og massebalancer for 10 danske fjorde sammenlignet med et internationalt dataset med gennemsnitsværdier for danske overvåningssoer. Koden refererer til fjordens kode i det marine databasesystem "Mads" og bruges som forkortelse i figur 9-1 - 9-6.  $Z_m$  er fjordens middeldybde, FV-opholdstid er den årsgeomennsnitlige ferskvandsopholdstid defineret som fjordens volume divideret med den årlige ferskvandsstoftransporten over den marine rand, beregnet på månedsbasis eller med kortere tidsinterval; for det internationale dataset er  $T_w$  beregnet som "freshwater retention time", der er fjordens årsgeomennsnitlige ferskvandsindhold divideret med den årlige ferskvandstilførsel. Massebalancedataene stammer fra forskellige kilder:

Fjord	Kode	Areal	Opland	Volumen	$Z_m$	FV opholdstid	$T_w$	Ekster N-tilførsel	Netto N-eksport	N Retention	Ekster P-tilførsel	Netto P-eksport	P Retention
		km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	1000 m <sup>3</sup>	m	dage	g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup>	g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup>	g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup>	%	g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup>	g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup>	%
Roskilde	1	123	1126	360	3	378	89	22,5	2,8	87,7	2,2	0,5	76,7
Vejle	3	62	732	515	8,3	434	40	32,9	20,8	36,9	2,6	0,5	82,7
Nissum	18	75	1666	84	1	41	35	45,9	28,5	37,8	1,1	1,3	-21,5
Ringkøbing	19	294	3442	557	1,9	124	98	23,6	13,2	43,9	0,6	0,8	-23,3
Grådyb	20	138	1798	235	1,7	16	4	34,2	33,7	1,4	-	-	-
Norsminde	24	1,86	101	1,1	0,6	15	8,5	166,3	160,1	3,8	2,2	2,9	-37,5
Mariager	25	47,7	587	234	4,9	542	177	29,5	13,9	52,9	0,7	1,3	-75,5
Odense	27	60,3	1057	136	2,3	159	18	41,5	38,1	8	1,1	2,7	-146,3
Kertinge	28	8,34	53,5	16,2	1,9	545	35	4,5	9,7	-116	0,2	0,8	-337,5
Hjartbaek	60	24	1180	47	1,9	46,5	21	87,8	83	5,5	2,0	2,9	-45,8
Boston Harbor	BOS						10,5	127,3	109,9	13,7	20,5	19,5	4,7
Chesapeake	CSP						225	13,1	3,9	69,9	1,3	0	100
Delaware	DEL						9,7	105	26,6	10,1	62,1	4,9	4,2
Guadalupe-dry	GUA_D						1,4	345	7,67	2,3	69,5	2,2	7,1
Guadalupe-wet	GUA_W						1,4	35	28,8	21,8	24,3	5,3	13,5
Narragansett	NAR						8,3	27	27,4	15,2	44,5	3,6	28,7
Ochlockonee	OCH						1	3	83,9	73,4	12,6	-	-
Potomac	POT						5,9	162	29,3	12,9	56,2	1,4	0
Scheldt	SCH						96	187,6	97,3	48,1	32,2	15,5	51,9
Danske soer	SØER							244,5	194,9	25,6	4,4	4,7	-8,2

Roskilde Fjord (Kamp-Nielsen 1992); data for 1985. Vejle Fjord (Christiansen et al. 1991, Vejle Amt 1996); data for 1989. Nissum Fjord (Ringkøbing Amt 1996, - uppubliceret); værdierne repræsenterer gennemsnit for perioden 1988-95. Ringkøbing Fjord (Ringkøbing Amt 1996, - uppubliceret); værdierne repræsenterer gennemsnit for perioden 1986-95. Grådyb (Pejrup et al. 1993); data for 1986; kun data for N-balance. Norsminde Fjord (Nielsen et al. 1995, Århus Amt 1996); data for 1992. Mariager Fjord (Nordjylland Amt 1996); værdierne repræsenterer gennemsnit for perioden 1985-95. Odense Fjord (Fyns Amt 1996); data for 1995. Kertinge Nor (Christensen et al. 1994, Fyrs Amt, uppubliceret); værdierne er gennemsnit for 1991 og 1992. Hjarbæk Fjord (Jensen et al. 1994, - uppubliceret); værdierne er gennemsnit for årene 1992-95 (årene efter etablering af saltvandstilstand i Hjarbæk Fjord). Det internationale dataset er taget fra Nixon et al. (in press). Guadalupe\_dry og Guadalupe\_wet er værdier for samme estuarie i år med lav hhv. høj afstrømning. Værdien for "Danske soer" repræsenterer gennemsnitsværdien for massebalancer fra 1994 for de danske overvåningssøer.

Massebalancerne for N i de 10 danske fjorde viser, at alle fjorde undtaget Kertinge Nor tilbageholder kvælstof, idet eksporten over den marine rand er mindre end summen af tilførslerne fra land og fra atmosfæren (*figur 9-1a*). For de 10 fjorde som helhed er der en stærk korrelation ( $R^2=0,97$ ) mellem tilførsel og eksport, som er angivet ved regressionslinien på *figur 9-1*. Denne linie antyder, at N-retentionen (= tilbageholdelsen) er konstant  $9 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ . I *figur 9-1a* er værdierne for tilførsel imidlertid ikke jævnt fordelt idet regressionsliniens hældning påvirkes meget af værdierne for Norsminde og Hjarbæk fjorde. En bedre fordeling opnås ved log-log transformation (*figur 9-1b*) og det ses, at værdierne for de danske fjorde falder indenfor samme område som de udenlandske fjorde og de danske overvågningssøer. I log-log transformationen er der ligeledes en signifikant relation mellem tilførsel og eksport ( $N\text{-eksport} = 0,877 * N\text{-tilførse}^{10,92}; R^2=0,58$ ). Denne relation angiver, at ved en ekstern belastning på fx  $10 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  vil retentionseffektiviteten være 25% svarende til  $2,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ , mens den vil være 40% ved en belastning på  $175 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ .



Figur 9-1. Forholdet mellem årlig ekstern tilførsel af N (fra land og atmosfære) og nettoeksport af N over den marine rand for danske fjorde (a) i lineær skala og for alle fjorde samt overvågningssøer (b) i logaritmisk skala.

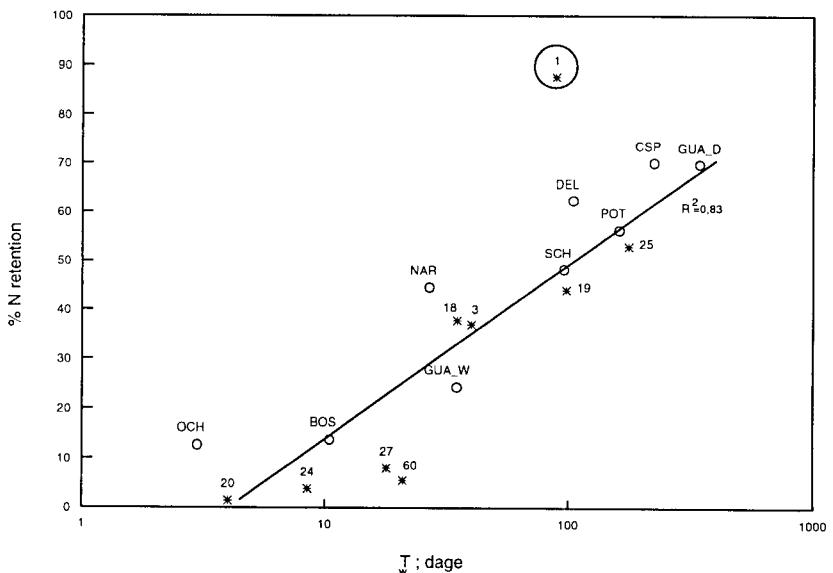
En gennemsnitlig N-retention på  $9 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  for danske fjorde er i proportion med, eller lidt højere end, målte denitrifikationsrater og akkumuleringsrater i sedimentet. Fx skønner Nielsen et al. (1994) på baggrund af målinger i tre systemer (Norsminde Fjord, Kertinge Nor og Århus Bugt), at den årlige denitrifikation i kystnære sedimenter er omkring  $2 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ . Christensen et al. 1994 fandt, at N-akkumuleringsraten i sedimentet i Kertinge Nor var  $2,8 - 8,8 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ , Jensen et al. 1994 bestemte en N-akkumuleringsrate i Hjarbæk Fjord på  $1,8 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ , og Jensen (upubliceret) bestemte en N-akkumuleringsrate på ca.  $2 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  for Ringkøbing Fjord.

Som nævnt tidligere har nye undersøgelser vist, at vandets opholdstid i en fjord eller en sø kan forklare meget af systemets retentionseffektivitet for kvælstof (Windolf et al. 1995, -1996, Nixon et al. in press). Nixon et al. (in press) foreslår ligeledes, at opholdstiden normaliseret med fjordens middeldybde kan beskrive retentionseffektiviteten for N. Disse modelforslag er afprøvet nedenstående for både danske og internationale fjorde ved en simpel korrelationsanalyse (*tabel 9-2*).

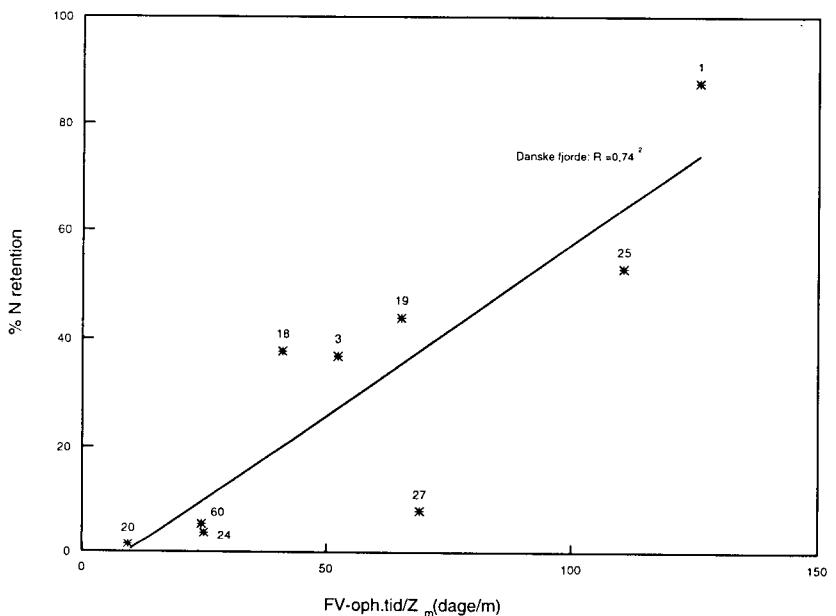
*Tabel 9-2.* Styrken af forklarende modeller for N-retentionseffektiviteten i fjorde testet ved simpel korrelationsanalyse. Baseret på data fra tabel 9-1. Værdier markeret med “-” er ikke signifikante. Værdier markeret med asterisk er signifikante i en tosidet t-test: “\*\*” med  $p < 0,01$ , og “\*\*\*” med  $p < 0,001$ .

	<b>Log (<math>T_w</math>)</b>	<b>FV - opholdstid</b> $Z_m$	<b><math>\frac{T_w}{Z_m}</math></b>
Danske fjorde	0,84 <sup>**</sup> n = 8	0,74 <sup>**</sup> n = 9	0,40 <sup>*</sup> n = 9
Internationale fjorde	0,86 <sup>***</sup> n = 9	-	0,24 <sup>*</sup> n = 9
Alle fjorde	0,83 <sup>***</sup> n = 17	-	0,18 <sup>*</sup> n = 18

Det ses i *tabel 9-2*, at for både danske og internationale fjorde samt for det samlede datasæt er logaritmen til vandets opholdstid den bedste model for N-retentionen, således, at øget opholdstid i fjorden øger kvælstofretentionen. For det danske datasæt kan yderligere ferskvandsopholdstiden divideret med middeldybden bruges som model, mens den aktuelle opholdstid divideret med middeldybden ikke er anvendelig. De signifikante modeller er afbildet i *figur 9-2* og *9-3*.



Figur 9-2. Retentionseffektiviteten for kvælstof i danske og internationale fjorde afbilledet mod logaritmen til vandets opholdstid i fjorden. Den rette linie angiver regressionslinien for alle data undtaget Roskilde Fjord (nr. 1) og Kertinge Nor. Den viste model er: Retentionseffektivitet [%] = 29,1\*Log( $T_w$ ) [dage] - 16,4.

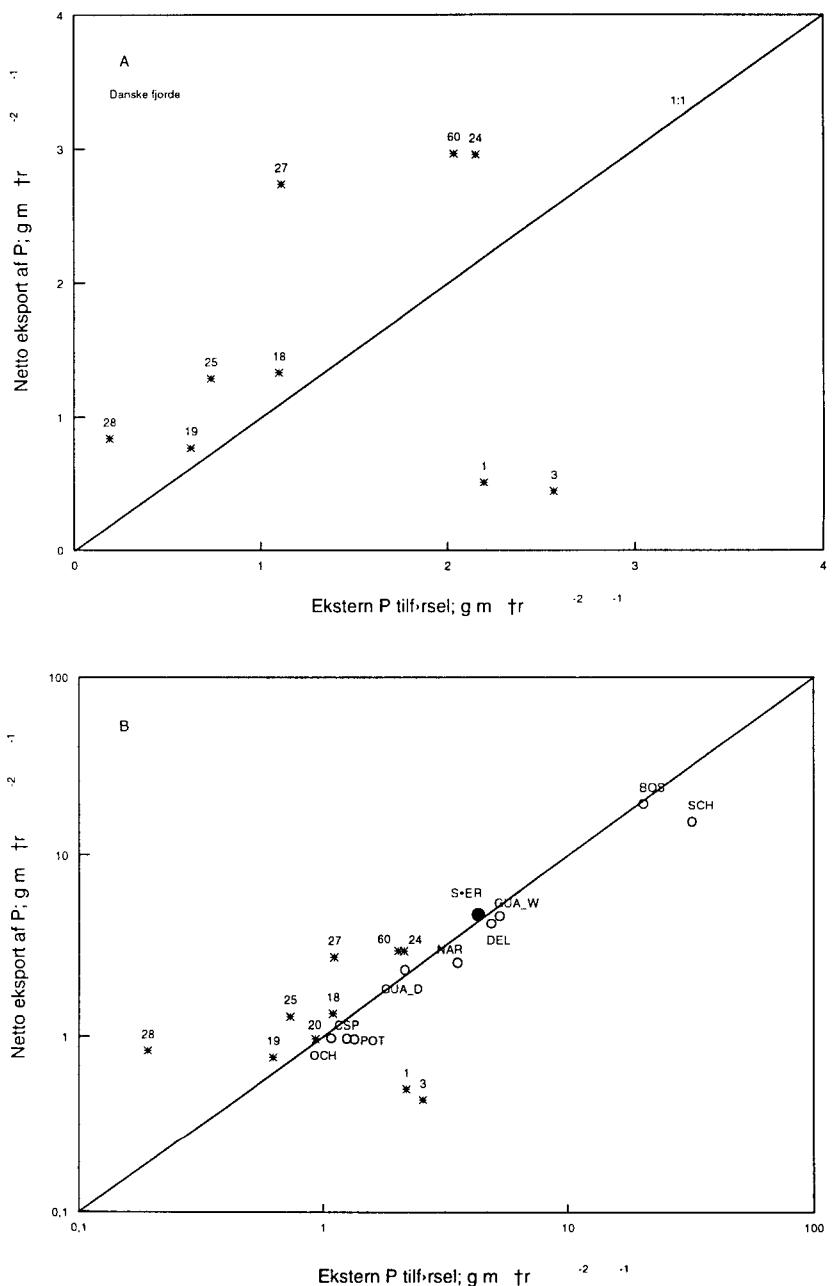


Figur 9-3. Kvælstofs retentionseffektiviteten for 9 danske fjorde (Kertinge Nor er udeladt) afbilledet mod fjordenes ferskvandsopholdstid divideret med middeldybden. Den rette linie angiver regressionslinien:  $Y = 0,63 \cdot X - 5,9$ .

#### Fosfortilbageholdelse

Datasættet for danske fjorde viser, at kun 2 fjorde ud af 9 tilbageholder P, mens de øvrige 7 har en årlig nettoafgivelse af P (tabel 9-1 og figur 9-4a). Herved adskiller de danske fjorde sig markant fra de internationale fjorde, der stort set alle tilbageholder P (figur 9-4b); men resultatet er i overensstemmelse med massebalancerne for danske overvågningssøer, hvor der også er en svag P-afgivelse på årsbasis. Når fjordene viser en nettoafgivelse af P skyldes det sandsynligvis, at der friges P fra puljer, som er akkumuleret i sedimentet fra forudgående år med højere ekstern belastning. Denne formodning bestyr-

kes af, at massebalancerne for de fleste fjorde vedkommende repræsenterer årene efter en kraftig reduktion i den eksterne P-tilførsel. Noget tilsvarende gælder for overvågningssøerne om end reduktionen i tilførsel her er sket lidt tidligere.



Figur 9-4. Årlig eksport af P fra danske fjorde i forhold til den årlige eksterne P-tilførsel fra land og fra atmosfære (a). Samme data fra danske fjorde sammen med internationale fjorde og danske overvågningssøer (b).

Nettofrigivelsen af P fra sedimentet i danske sør skyldes, at der om sommeren mobiliseres store mængder P fra sedimentets jernbundne fosforpulje (fx Jensen and Andersen 1992). Dette er med sikkerhed også tilfældet for Hjarbæk Fjord (Jensen et al. 1994) mens der for Kertinge Nor snarere er tale om en mobilisering af organisk bundet P (Christensen et al. 1994).

I de fjorde, som tilbageholder P, er den årlige retention af størrelsесordenen  $0,8 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (internationale data undtaget Scheldt estuariet) og  $1,5-2 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  (Roskilde og Vejle fjorde). Disse værdier virker umiddelbart lidt høje i forhold til målte akkumuleringsrater, bestemt ved bly-210 datering, for P i fjordsedimenter:  $0,26 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i Ringkøbing Fjord (Jensen 1996),  $0,25 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i Hjarbæk Fjord (Jensen et al. 1994),  $0,5 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i Kertinge Nor (Christensen et al. 1994), og  $0,62 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  i Århus Bugt (Jensen et al. 1995). Da akkumulering i sedimentet er den eneste mulige "tabsproces" for P burde de to beregningsmetoder (massebalancer ved hydrodynamiske modeller hhv. ved bestemmelse af sedimentakkumulering) stemme overens. En fejlkilde kan være, at massebalancerne repræsenterer de nutidige værdier mens bly-210 dateringen giver værdier, som repræsenterer et gennemsnit for hvad der skete for 10-100 år siden, hvor den eksterne P-tilførsel var lavere. Som et minimumsestimat for den fremtidige P-retention i fjorde, som kan forventes når de akkumulerede mobile puljer er udtømte, kan man derfor anvende værdierne for akkumuleringsrater  $0,2-0,5 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ .



# 10 Opsummering

## 10.1 Fjordområderne

Denne rapport beskriver resultaterne af analyse af miljødata indsamlet i perioden 1989-1995 under VMP i fjorde og kystvande. Analyserne er gennemført på tværs af fjordområderne og har sigtet på at belyse og kvantificere generelle sammenhænge mellem naturlige og menneskeskabte påvirkninger og miljøforholdene i vore fjorde.

I kapitel 2 er fjordområderne inddelt i ”typer” på baggrund af deres morfometriske og hydrografiske forhold. Baseret på fordelingsfunktioner for de morfometriske karakteristika kan områderne inddeltes i 3 hovedgrupper efter deres gennemsnitlige dybde: lavvandede områder ( $<3$  m), middeldybe områder (3-8 m) og dybe områder ( $>8$  m). Hver hovedgruppe kan yderligere inddeltes på baggrund af fjordmundingens tværnitsareal, der sammen med størrelsen af ferskvandsafstrømningen og de hydrografiske forhold i det tilstødende havområde bestemmer graden af vandudveksling over fjordenes åbne rand. De kvantitative analyser af fjordenes miljøtilstand viste, at en inddeling efter fjordenes middeldybde var nødvendig for at kunne beskrive indflydelsen af de naturlige og menneskeskabte påvirkninger.

Fjordene modtager næringsstoffer fra ferskvandsløbene, punktkilder, ved atmosfærisk nedfald samt næringsstoffer ved udveksling med tilstødende åbne farvande. I kapitel 3 er der givet en oversigt over de årlige tilførsler af kvælstof og fosfor til fjordene. Kvælstoftilførslen de enkelte år har generelt fulgt variationerne i ferskvandstilførslen. Derfor var kvælstoftilførslen mindst i det ”tørre” år 1989 og størst i 1994, hvor nedbør og afstrømning var den største i perioden 1989-95. Spildevand bidrager kun med en mindre andel ( $<8\%$ ) af den samlede kvælstoftilførsel og derfor har reduktionen på 50% i spildevandstilførslen generelt ikke påvirket de samlede kvælstoftilførsler. De vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i vandløbene viser en faldende tendens, men effekten på den samlede tilførsel til fjordene bliver i nogen grad modvirket af en stigende afstrømning gennem perioden. Fosfortilførslen til fjordene domineres af bidragene fra spildevandsudledninger, og den markante reduktion i dette bidrag har medført en generel reduktion i fosforbelastning af fjordene. Mest markant er reduktionen i de fjorde, der tidligere var belastede. I 1995 udgjorde spildevandsbidraget dog stadig ca. 50% af den samlede fosfortilførsel. I gennemsnit var fosfortilførslen til fjordene ca. 1/3 lavere i 1995 i forhold til 1989 trods en større vandafstrømning i 1995.

Tilførslerne af kvælstof og fosfor medfører forhøjede næringsstofniveauer i fjordene. Specielt i de lavvandede og middeldybe fjorde er koncentrationerne høje. Koncentrationen af næringsstoffer i fjordene er korreleret med den landbaserede belastning. På årsbasis kan belastningen forklare henholdsvis 50% og 30% af variationen i den totale kvælstof- og fosforkoncentration og henholdsvis 36% og 12% af den uorganiske kvælstof- og fosforkoncentration. Sammenhængen mellem belastning og næringsstofkoncentration afhænger af op-

holdstiden i fjordområderne, og i sommerhalvåret vil de biologiske processer påvirke koncentrationerne. Den tætteste kobling mellem belastningen og kvælstofkoncentrationerne ses i vinterhalvåret. I februar kan belastningen forklare 62% af variationen i kvælstofkoncentrationen og 34% af variationen i fosforkoncentrationen. Generelt viser analyserne, at P-koncentrationerne i højere grad end N-koncentrationerne påvirkes af andre faktorer end belastningen. En væsentlig faktor er den interne belastning, dvs. frigivelsen af fosfat fra fjordbunden, hvor der er akkumuleret fosfor fra de forudgående års fosforbelastning.

Biomasse, produktion og artssammensætning af fytoplankton er vigtige parametre i fjordenes stofomsætning. Høje koncentrationer af fytoplankton nedsætter vandets gennemsigtighed og begrænser dermed forekomsten af bundlevende planter. I kapitel 5 har vi beskrevet den generelle variation i forekomsten af planktonalger i danske fjordområder samt analyseret det omfattende datamateriale for betydnende sammenhænge mellem planktonalgernes biomasse og produktion -og naturbetingede forhold og menneskeskabte påvirkninger. Analyserne viser, at algernes koncentration aftager med fjordenes middeldybde, øges med stigende kvælstofbelastning og begrænses af bentiske græssere. Effekten af dybden må tilskrives en kombination af forringede lysforhold og en "fortynding" i et større volume. Samlet kan disse 3 variable forklare mellem 50 og 70% af den totale variation i algebiomassen i danske fjordområder med middeldybder <8.5 m. Med baggrund i opstillede regressionsmodeller kan vi forudsige, at en halvering af kvælstofbelastningen af de danske fjorde vil medføre, at algebiomassen i gennemsnit vil reduceres med 25% om sommeren (maj-september). Statistiske analyser af det samlede datamateriale for bestemmelser af primærproduktion (3889 dataser) viste, at planktonalgernes maksimale produktion (PPMax) entydigt var korreleret til biomassen af planktonalger (målt som klorofyl), og at den maksimale produktivitet ( $PP_{max}$ /klorofyl) ikke viste nogen sammenhæng til hverken koncentration af næringssalte eller belastning.

I kapitel 6 analyseres ålegræssets dækningsgrad og makroalgernes artsantal og indbyrdes dominansforhold i relation til eutrofieringsbeskrivende parametre og andre relevante fysiske/kemiske faktorer. Analyserne peger på, at ikke bare ålegræssets dybdegrænse, men også ålegræssets dækningsgrad på vanddybder fra 2-10m i høj grad reguleres af lyset og derfor vil forøges som følge af bedre lysforhold efter en reduktion i næringssaltbelastningen. Dette vil betyde en væsentlig forøgelse af ålegræssets arealudbredelse. Herudover forventes ålegræspopulationerne at blive mere stabile hvis risikoen for iltsvind mindskes efter en belastningsreduktion. Fra århundredeskiftet til i dag er ålegræssets udbredelse kraftigt reduceret først som følge af ålegræssygen i 1930'erne og siden som følge af øget næringssaltbelastning. Indenfor de seneste år har den mest markante udvikling i ålegræsbestandene været en række lokale reduktioner i 1992 og 1994 formentlig som følge af en kombination af høje vandtemperaturer og iltsvind med svovlbrinteudslip. Flere steder er en retablering af disse bestande undervejs, og ser ud til at kunne foregå indenfor en overskuelig årrække. For makroalgernes vedkommende peger analyserne på, at en belastningsreduktion vil betyde et stigende artsantal, et re-

duceret antal eutrofieringsbetingede arter og en ændring i arternes indbyrdes dominansforhold fra samfund med stor forekomst af få arter mod samfund med mere ensartet forekomst af flere arter. Fjordenes størrelse og saltholdighed er også vigtige parametre for artsantallet. Generelt vil bedre lysforhold i forbindelse med faldende næringssaltkoncentrationer resultere i, at bundvegetationen får større betydning i forhold til plantoplankton. Eksempler på sådanne skift i dominans mellem plantekomponenterne er set i Norsminde Fjord og i Seden Strand underst i Odense Fjord, i forbindelse med en markant reduktion i fosforbelastningen og en mindre reduktion i kvælstofbelastningen.

Betydelige dele af vores fjorde påvirkes jævnligt af forringede iltforhold med mulige negative konsekvenser for de bundlevende dyr og for tilstedeværelsen af fisk. Iltforholdene ved bunden vil være afhængig af iltforbruget (som igen vil afhænge af stofproduktionen og belastningen) og opblandingsforholdene. I kapitel 6 har vi ud fra meteorologiske data opstillet daglige energiregnskaber for Skive og Roskilde Fjord, identificeret perioder med lagdeling af vandsøjen og korreleret iltforholdene ved bunden med størrelsen af næringsbelastningen i den forudgående periode. Analyserne viste, at bundvandets iltindhold overordnet bestemmes af opblandingsforholdene, og at iltspændingen i perioder med lagdeling af vandsøjen kunne beskrives ved varigheden af den lagdelte periode og størrelsen af kvælstofbelastningen. På basis af en regressionsmodel, som forklarer ca. 50% af variationen i de to fjordes iltindhold under lagdelte forhold, kan vi forudsige effekten af en belastningsreduktion. Hvis der som udgangspunktet for N-belastningens størrelse anvendes middelbelastningen for Skive og Roskilde Fjord (1984-1994) vil der optræde iltsvind ( $< 4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) efter 6 dages lagdeling og kraftigt iltsvind ( $< 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) efter 14 dage. Hvis belastningen halveres forudsiger modellen, at iltsvind og kraftigt iltsvind først vil optræde efter 12 og 20 dage, henholdsvis. Effekten af en 50%'s belastningereduktion vil således ganske betydelig.

Bundfaunaen (målt som biomasse) i danske fjorde er stærkt domineret af bløddyr og især af filtrerende muslinger. De kan opfattes som nøgleorganismer for fjordenes tilstand, idet de påvirker mængden af planktonalger (se kapitel 5). I kapitel 8 undersøges i en tværgående analyse for sammenhænge mellem bunddyrenes biomasse, individ- og artsantal og naturgivne forhold samt størrelsen af næringsbelastningen. Det vises, at bunddyrenes biomasse er positivt korreleret til kvælstofbelastningen og vanddybden, idet disse forhold forklarer 50-60% af variationen i biomassen og i den beregnede sekundærproduktion. I begge tilfælde havde kvælstofbelastningen den største betydning. I modsætning hertil kunne kun en mindre del af variationen i arts- og individantal forklares med de anvendte miljøvariable. Den "positive" sammenhæng mellem kvælstofbelastningen og bunddyrenes biomasse viser, at produktionen i de danske fjorde overordnet set er kvælstofbegrænsede og at de indirekte effekter på bundfaunaen af forringede iltforhold generelt er beskedne. I analysen indgår ikke data fra 1995, men bundfaunaen i følge amternes rapporter ikke er ændret markant i 1995 på trods af det udbredte og omfattende iltsvind i 1994 vil inddragelse af 1995-data ikke ændre denne konklusion.

Fjorde betragtes ofte som "filtre" for næringsstoffer på vej fra land til åbent hav. Da langt størstedelen af de danske udledninger af næringsstoffer sker til fjorde, er en kvantificering af denne "filtereffekt" særdeles vigtig, når eksempelvis de danske bidrag til farvande som Kattegat skal opgøres og sættes i relation til tilførsel fra tilstødende åbne farvande. I kapitel 9 er der sammenstillet data fra 10 fjorde, hvor der foreligger massebalance udregnet på basis af stoftilførsler til fjordene og udvekslinger over fjordenes åbne rand. Analysen viser, at i 9 ud af 10 fjorde sker der en tilbageholdelse af kvælstof. Tabet i fjordene udgør i gennemsnit  $9 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  og skyldes en kombination af denitrifikation og akkumulering i fjordenes sedimentter. Den procentvise fjernelse af kvælstof er positivt korreleret til opholdstiden, således at %-fjernelsen øges lineært med logaritmen til den hydrauliske opholdstid. For fosfor viste analysen, at kun i 2 fjorde ud af 9 sker der en tilbageholdelse, mens der netto frigives fosfor fra de øvrige 7. Eksporten af fosfor fra fjordene til de åbne farvande må skyldes frigivelse fra puljer, som er ophobet i sedimentterne fra forudgående år med en højere belastning. Når de mobile fosforpuljer i sedimentterne er udtørmede, må man regne med en tilbageholdelse af fosfor i fjordene svarende til  $0,2\text{--}0,5 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ .

## 10.2 Miljøtilstanden i 1995

Miljøtilstanden i 1995 i fjorde, kystvande og åbne farvande afveg ikke markant fra forholdene i de tidligere år på trods af usædvanlige belastningsforhold. Den samlede ferskvandsafstrømning var relativt stor sammenlignet med årene 1989-1993 men mindre end i 1994. Størstedelen af afstrømningen skete i starten af året, mens tilførslerne om sommeren og specielt efterår-vinter var lave. Den lave afstrømning sidst på året kan være årsagen til at der blev målt ret lave næringstofkoncentrationer i oktober-december i flere fjordområder. Den jyske Kyststrøm medførte i løbet af foråret flere indbrud af næringsrigt bundvand i det nordlige Kattegat. Bundvandet kunne gennemfindes i de sydlige dele af Kattegat og i Bælthavet helt hen i juli måned. Sammenfaldende med den relativt store afstrømning i starten af 1995 blev der målt høje koncentrationer af næringssalte kystnære dele af Kattegat og i Bælthavet i februar måned.

I en række fjordområder i det sydlige Østjylland, omkring Fyn og i det sydlige Sjælland var sommerkoncentrationen af fytoplankton lav. Årsagen til dette kan til dels være stor udstrømning af lavsalint, næringsfattigt Østersøvand. Langs Skagerrakkysten blev der i foråret målt høj klorofylkoncentration, primærproduktion og fytoplankton-kulstofbiomasse i forbindelse med passage af Den jyske Kyststrøm. I Roskilde Fjord var mængden af fytoplankton i sommerperioden usædvanlig høj i 1995, sandsynligvis pga af reduceret græsningstryk fra bundfaunaen, da denne i 1995 stadig var lav som følge af effekter af iltsvindet i 1994. Generelt var bundfaunaen kun i få områder påvirket af de udbredte iltsvind i 1994. Iltsvindet i 1995 var ligesom i 1994 præget af perioder med iltsvind i mange fjordområder, men varigheden af perioderne med dårlige iltsvindforhold var kortere. I de åbne farvande faldt iltsvindet fra april til september. Iltsvindet var generelt lavere end midten for 1980'erne, især i Øresund og Bælthavet. Bundvegetationen var i 1995 ikke væsentlige forandret i forhold til 1994.

## 11 Konklusion

- Fosforbelastningen til fjordene er reduceret markant igennem de seneste ti år som følge af mindre punktkildeudledninger. Knap halvdelen af fosforbelastningen kan dog stadig tilskrives spildevandsudledninger
- Kvælstofbelastningen viser en år-til-år variation svarende til variationerne i afstrømningen, og da punktkildeudledningerne udgør mindre end 8% af N-belastningen slår reduktionerne i disse ikke igennem for kvælstof.
- Kvælstofkoncentrationen i det tilstrømmende vand var relativt lav i 1995 sammenlignet med tidligere år. Det er dog ikke muligt ud fra måling i ét år med usædvanlige afstrømningsforhold at vurderer om det kan tilskrives mindskede kvælstoftab fra det dyrkede land.
- Ca. 80% af den samlede N-belastning kan tilskrives det diffuse bidrag (hovedsageligt fra dyrkningsarealer).
- Koncentrationen af fosfor i fjordene er mindsret i takt med reduktionen i fosforbelastningen. Der findes dog stadig høje koncentrationer i mange fjordområder som følge af belastning og afgivelse fra fjordbunden.
- En stor del af variationen i koncentrationen af kvælstof kan forklares af variationer i kvælstofbelastningen (på årsbasis 50% og om vinteren op til 62%).
- Miljøtilstanden i danske fjorde er påvirket af belastningen med næringsstoffer med deraf følgende høje koncentrationer af ftoplankton og/eller enårige makroalger, reducerede dybdegrænser for ålegræs og hyppige forekomster af iltsvind.
- Kvælstofbelastningen har en væsentlig indflydelse på de biologiske forhold i fjordområderne. Analyser har påvist en signifikant sammenhæng mellem kvælstofbelastningen og mængden af ftoplankton, forekomsten af iltsvind, udbredelsen af ålegræs og makroalger og biomassen af bundfauna.
- Udviklingen i mange fjorde går mod højere N:P-forhold i de tilgængelige næringsstoffer som følge af de markante reduktioner i fosforbelastningen og udtømning af de interne fosforpuljer i sedimentet. I fremtiden vil vi derfor se stadig flere fjorde blive fos forbegrænsede i en større del af året.
- Ftoplanktonbiomassen øges med stigende kvælstofbelastning og begrænses af bunddyr, der græsser på algerne. Modelberegninger viser at hvis kvælstofbelastningen reduceres med 50% vil ftoplanktonbiomassen om sommeren reduceres med 25%.

- Udbredelsen af ålegræs er kraftig reduceret først som følge af ålegræssygen i 1930'erne og siden som følge af øget næringssaltbelastning.
- Ålegræssets dybdegrænse og horizontale udbredelse reguleres af mængden af lys, der når bunden, og dermed af mængden af fytoplankton i fjordvandet. Reduktion i næringssaltbelastningen vil bedre lysforholdene ved fjordbunden, og føre til en større vertikal og horizontal udbredelse af ålegræs.
- Ålegræsset er under retablering i flere fjordområder, og nyetableringen ser ud til at kunne foregå indenfor en overskuelig årrække.
- Makroalgernes artsdiversitet vil stige og antallet af eutrofieringsbetingede alger falde hvis næringssaltbelastningen reduceres.
- Forekomsten af iltsvind afhænger af iltforbruget (som igen afhænger af stofproduktion og belastning) og længden af perioder med stille vejr (der giver lagdeling af fjordvandet). En modelberegnning for Skive Fjord viser, at hvis næringsstofbelastningen reduceres med 50% vil antal iltsvindsperioder og iltsvindsdage reduceres markant.
- En stor del af variationer i biomassen af bunddyr kan forklares af kvælstofbelastningen. Iltsvind i perioden 1989-1994 har generelt ikke haft en negativ effekt på bunddyrene.
- De undersøgte biologiske parametre - fytoplanktonbiomasse, iltkoncentrationer, bunddyrsbiomasser, dybdegrænser for bundvegetation, artssammensætning af makroalger - er gode indikatorer for miljøtilstanden og bør indgå i et fremtidigt overvågningsprogram.
- Måling af primærproduktion bør kun fortsættes på stationer, hvorfra der findes lange tidsserier.

## Kystvande og åbne farvande

Temaet for den marine Vandmiljøplan-rapportering i 1996 er fjordområderne, og forholdene i de mere åbne farvande er derfor ikke behandlet indgående. I det følgende beskrives den landbaserede tilførsel af næringssalte til 1. og 2. ordens kystafsnit (kapitel 12) og der gives en kort beskrivelse af den generelle miljøtilstand i 1995 (kapitel 13). Med hensyn til atmosfærebidraget henvises til Skov et al. (1996).

## 12 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb og fra direkte udledninger

### *Kvælstof-, fosfor- og organisk stoftilførsel til havet*

Dette kapitel omhandler de landbaserede tilførsler af kvælstof (N), fosfor (P) og let omsætteligt organisk stof (udtrykt som det biokemiske iltforbrug  $BOD_5$ ) til de marine kystafsnit (fjorde, bugter og øvrige kyststrækninger) via vandløb og direkte punktkildeudledninger. Herudover sker der en tilførsel af bl.a næringsstoffer til de danske havområder ved atmosfærisk deposition og udveksling med de tilgrænsende havområder. Kendskab til tilførsel af blandt andet kvælstof og fosfor og sæsonvariationen heri er nødvendig for en vurdering af årsagerne til miljøtilstanden i de kystnære og mere åbne havområder. Den atmosfæriske deposition behandles i DMU's overvågningsrapport om atmosfæren og dette kapitel omhandler således alene de landbaserede bidrag til marine kystafsnit. Opgørelse af spildevandsudledninger til ferskvand og direkte til de marine kystafsnit behandles i Miljøstyrelsen (1996).

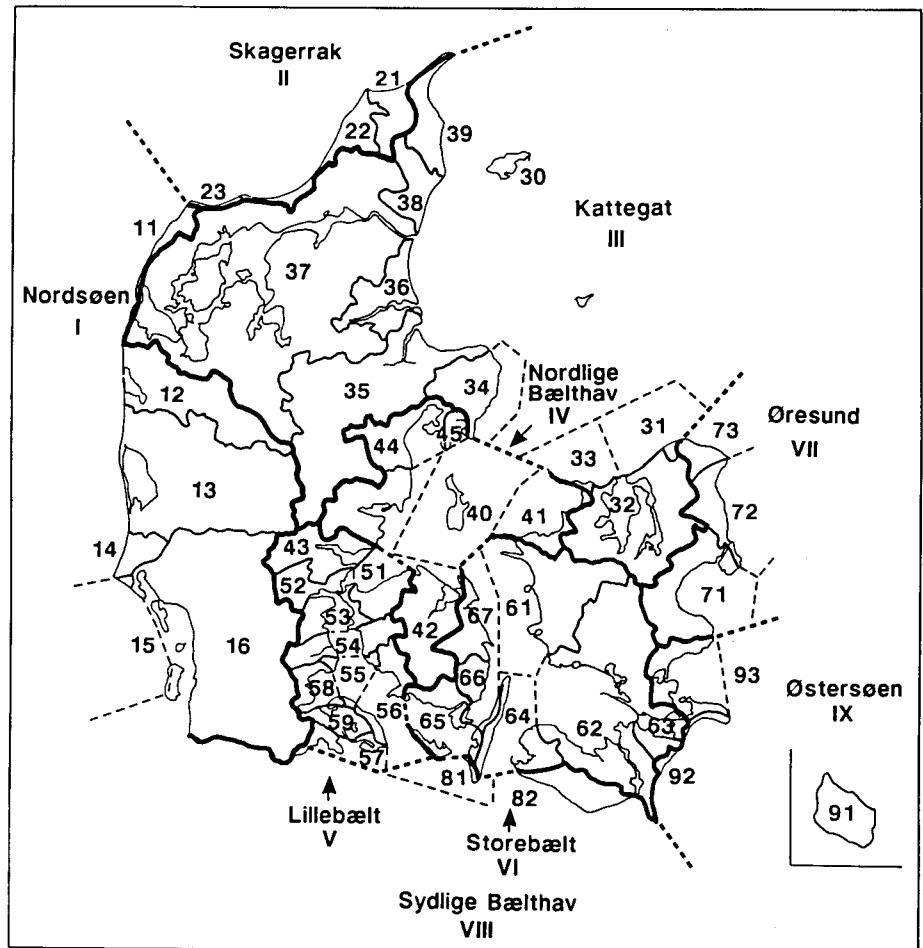
### *Kapitlets indhold*

I dette kapitel opgøres den landbaserede tilførsel fra Danmark til de 9 første ordens kystafsnit og de 49 2. ordens kystafsnit (*figur 12-1*). Opgørelsen er baseret på indberetninger fra amterne og spildevandsdata fra Miljøstyrelsen. Opgørelsesmetodik og detaljer omkring tilførslen af kvælstof, fosfor og  $BOD_5$  til ferskvand og via vandløb til havet samt kilder hertil findes i Windolf (1996). Med mindre andet angives indeholder de direkte spildevandsudledninger også bidrag fra havdambrug.

### *Bilag 3*

Månedstransporter af kvælstof og fosfor samt af de månedlige vandringsvægtede koncentrationer for de ni 1. ordens kystafsnit fremgår af bilag 3. Der er også angivet andelen af nitrat-nitrit-N af den totale kvælstofafstrømning og tilsvarende orthofosfat fosfor af total fosfor månedsvis for hver af de ni 1. ordens kystafsnit.

Figur 12-1. Opdeling af de danske farvande i ni 1. ordens kystafsnit og 49 2. ordens kystafsnit med de tilhørende oplande. Farvandsområde I, II, III og IX samt 71 kaldes også de ydre danske farvande, medens farvandsområde IV-VIII (eksklusiv 71) betegnes som de indre danske farvande.



## 12.1 Kvælstof-, fosfor - og $BOD_5$ -tilførslen til marine kystafsnit i 1995

*Kvælstof-, fosfor- og  $BOD_5$ -tilførslen til marine kystafsnit i 1995*

I 1995 var tilførslen via vandløb og fra direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit på 92.900 ton kvælstof, 3.320 ton fosfor og 51.000 ton  $BOD_5$  (tabel 12-1). Afstrømning fra det åbne land, der her er fundet som restleddet, når der fra den totale tilførsel til havet er fratrukket direkte udledninger og spildevandstilførslen til ferskvand (inklusiv bidrag fra spredt bebyggelse) udgjorde 84% af den totale kvælstoftilførsel. De tilsvarende værdier for fosfor og organisk stof var 38% og 35% (tabel 12-1). Tilførslen via vandløb udgjorde 91% af den samlede kvælstoftilførsel til de marine kystafsnit, mens de tilsvarende værdier for fosfor og  $BOD_5$  er 66% og 59%.

*Tabel 12-1. Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD<sub>5</sub> via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 1995 opdelt i afstrømning via vandløb fratrukket spildevand fra spredt bebyggelse og punktkilder, spildevand fra punktkilder til ferskvand, spildevand fra spredt bebyggelse, spildevand udledt direkte til marine kystafsnit samt spildevand fra havdambrug. Spildevandsoplysninger er fra Miljøstyrelsen.*

	Kvælstof ton	Fosfor ton	BOD <sub>5</sub> ton
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	77700	1250	17900
Punktkilder til ferskvand	5600	680	7750
Spredt bebyggelse	1100	260	4400
Spildevand ferskvand i alt	6700	940	12150
Afstrømning til havet via vandløb	84400	2190	30050
Spildevand direkte til havet	8100	1090	19550
Havdambrug	350	40	1400
Total til havet	92850	3320	51000

*Udvikling i belastningen de seneste 7 år: vandafstrømning har været 13% lavere end i perioden før Vandmiljøplanen*

Middelferskvandsafstrømningen i perioden 1981-88 (dvs. årene før Vandmiljøplanen) var 16.300 mill. m<sup>3</sup> eller 16% højere end de 14.200 mill. m<sup>3</sup> som har været midlen for 1989-95 (figur 12-2). Generelt vil en større ferskvandsafstrømning forårsage en større tilførsel af stof som kvælstof og fosfor fra det åbne land til de marine kystafsnit. Det betyder, at der som udgangspunkt har været potentiale for en større afstrømning fra det åbne land i perioden 1981-88 sammenlignet med et gennemsnit for de syv overvågningsår. En sammenligning af afstrømning fra det åbne land af kvælstof og fosfor i overvågningsårene med perioden 1981-88 skal dog foretages med forsigtighed, da den angivne åbne land afstrømning i 1981-88 er fastlagt på grundlag af langt færre målestationer end i de 7 overvågningsår ligesom spildevandsbelastningen er opgjort på et mere spinkelt grundlag. Der skal specielt ved en vurdering af fosforafstrømningen også tages højde for retentionens rolle i ferskvand (Windolf, 1996).

*Udviklingen i kvælstofbelastningen*

Åbent land kvælstofafstrømning (inklusiv spildevand fra spredt bebyggelse) var ca. 95.000 ton som middel for 1981-88, mens midlen for 1989-95 var 82.800 ton eller 13% lavere end 1981-88. Variationen i den åbne land afstrømning følger generelt de tilsvarende for ferskvandsafstrømningen, og der kan ikke måles nogen signifikant reduktion i tilførsel af kvælstof fra det åbne land eller i den samlede kvælstoftilførsel til de danske kystafsnit (figur 12-2 og tabel 12-2).

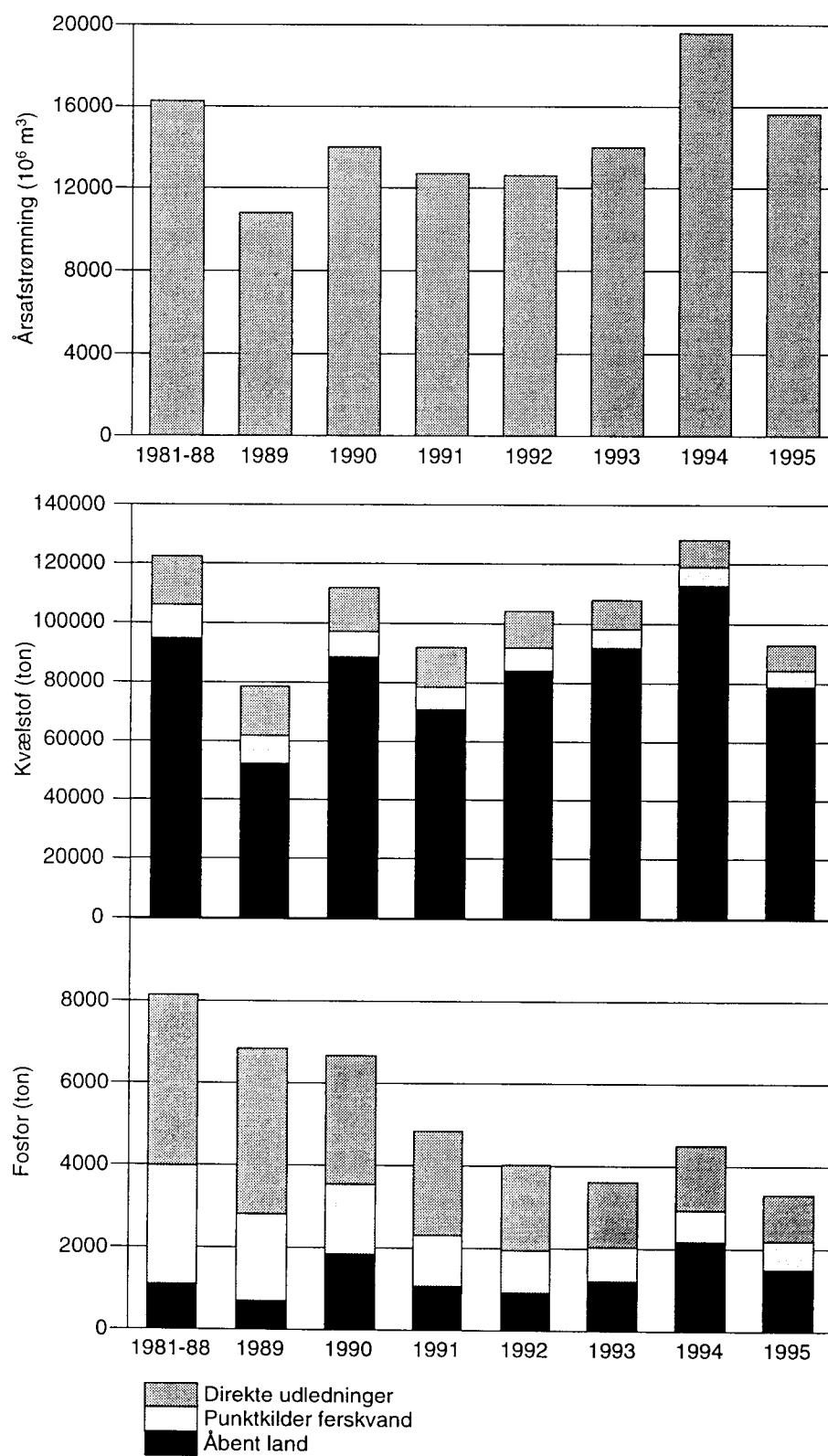
*Udvikling i tilførsel af fosfor*

De samlede landbaserede fosfortilførsler (dvs. tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger) til de marine kystafsnit er faldet fra 6.830 ton i 1989 til 3.320 ton i 1995 (tabel 12-2). Åbent land fosforafstrømning (inklusiv spildevand fra spredt bebyggelse) var ca. 1.100 ton som middel for 1981-88 (som er usikkert bestemt), mens midlen for 1989-95 er 1.350 ton eller 23% højere end 1981-88 (figur 12-2). Samtidig har der også været et fald i tilførslen af spildevand fra spredt bebyggelse på ca. 200 ton. Åbent land fosforbelastning har varieret en del i perioden 1989 til 1995, dog således at den i et vist omfang følger variationerne i afstrømningen (Windolf, 1996).

Åbent land fosforbelastning har tilsyneladende været højere i overvågningsårene end i perioden før Vandmiljøplanens iværksættelse trods betydeligt lavere afstrømning i perioden 1989-95.

Tabel 12-2. Årlig tilførelse af kvælstof, fosfor og  $BOD_5$  via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit i de syv overvågningsår og som middel for perioden 1981-88.

Ferskvands-afstrømning (mm)	Kvælstof (ton)			Fosfor (ton)			$BOD_5$ (ton)		
	via vandløb	direkte udledn	I alt	via vandløb	direkte udledn	I alt	via vandløb	direkte udledn	I alt
1981-88	380	106000	16000	122000	4000	4200	8200		
1989	252	61900	16700	78600	2860	3970	6830		
1990	327	97100	14900	112000	3570	3100	6670		
1991	296	78500	13500	92000	2330	2500	4830		
1992	294	91800	12500	104300	1960	2050	4010		
1993	325	98200	9700	107900	2040	1580	3620		
1994	455	119100	9300	128400	2960	1530	4490	41650	34200
1995	363	84400	8450	92850	2190	1130	3320	30050	20950
									75850



Figur 12-2. Årlig ferskvandsafstrømning, spildevandsbelastning af ferskvand fra punktkilder, åbent land belastning (inklusiv belastning fra spredt bebyggelse) samt direkte punktkildeudledninger af kvælstof og fosfor til de marine kyststrækninger opgjort som et gennemsnit for perioden 1981-88 og for hvert af de syv overvågningsår.

*Kraftig reduktion i spildevandsudledningerne af fosfor*

I forhold til 1981-88 er punktkildeudledningerne til ferskvand i 1995 faldet 49% for kvælstof og 77% for fosfor. Samtidigt har der fra 1981-88 til 1995 været et fald i de direkte udledninger (som udelukkende er spildevand) på 48% for kvælstof og 73% for fosfor. Samlet er spildevandsudledningerne inklusiv belastning fra spredt bebyggelse faldet henholdsvis 44% og 72% for kvælstof og fosfor fra 1981-88 til 1995.

*Åbent land afstrømningens betydning steget meget de senere år*

Åbent land kilder udgør som en konsekvens af den forbedrede spildevandsrensning en stadig større andel af den samlede belastning med kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit (tabel 12-3). Åbent land fosfortilførsel til marine kystafsnits andel af den samlede fosfortilførsel var i 1995 4 til 5 gange større end i perioden 1981-88. Den iagttagne udvikling må forventes at fortsætte de kommende år, når de samlede foranstaltninger overfor punktkilder fuldt ud er gennemført og slået igennem i vandmiljøet.

Tabel 12-3. Den procentvise fordeling af den totale belastning til marine kystafsnit fordelt på åbent land afstrømning, punktkilder til ferskvand og direkte spildevandsudledning til havet.

	Kvælstof			Fosfor			BOD <sub>5</sub>		
	Åbent land afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.	Åbent land afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.	Åbent land afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.
		%			%			%	
1981-88	77	10	13	10	39	51			
1989	66	12	21	10	32	58			
1990	79	8	13	29	25	46			
1991	77	8	15	22	26	52			
1992	81	7	12	23	26	51			
1993	85	6	9	34	23	44			
1994	88	5	7	48	18	34	44	11	45
1995	85	6	9	46	20	34	44	15	41

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

*Stigende arealafstrømning i farvandsområde IV-IX i perioden 1989 til 1995*

Direkte spildevandsudledninger er hovedkilden til den totale tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til farvandsområde VII, Øresund. Endvidere udgør direkte spildevandsudledninger en stor andel af fosfor- og BOD<sub>5</sub>-tilførslen til Skagerrak og Østersøen. For de øvrige farvandsområder kommer langt den overvejende del af belastningen af både kvælstof-, fosfor- og BOD<sub>5</sub>-tilførslerne via vandløb (tabel 12-4). I bilag 3.1-3 er tilførslerne angivet for samtlige 49 2. ordens kystafsnit.

*Vandføringsvægtede koncentrationer*

Vandføringsvægtede koncentrationer i tilstrømningen via ferskvand til marine kystafsnit er højst til Sydlige Bælthav og Østersøen (8,7 mg N l<sup>-1</sup>) og lavest til Nordsøen (3,9 mg N l<sup>-1</sup>). Tilsvarende er de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer højst til Øresund (0,358 mg P l<sup>-1</sup>) og Skagerrak, og lavest til Kattegat (0,136 mg P l<sup>-1</sup>). Inkluderet de direkte spildevandsudledninger ved beregning af de vandføringsvægtede koncentrationer fås meget høje koncentrationer til Øresund, henholdsvis 15,9 mg N l<sup>-1</sup>, 2,04 mg P l<sup>-1</sup> og 14,6 mg BOD<sub>5</sub> l<sup>-1</sup>. Dette skyldes en kombination af høje spildevandsudledninger og en lille specifik vandafstrømning.

Tabel 12-4. Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stofafstrømning via vandløb og direkte udledninger samt den samlede stoftilførsel til de ni 1. ordens marine kystafsnit og i alt i 1995.

Farvandsområde	Ferskvandsafstrømning $10^6 \text{ m}^3$	Kvælstof			Fosfor			BOD <sub>5</sub>		
		Tilførsel via vandl. ton	direkte pkt. ton	Total til kystafsnit ton	Tilførsel via vandl. ton	direkte pkt. ton	Total til kystafsnit ton	Tilførsel via vandl. ton	direkte pkt. ton	Total til kystafsnit ton
Nordsøen	5536	21000	560	21560	550	33	583	90800	1020	10100
Skagerrak	363	2250	360	2610	80	61	141	1510	2930	4440
Kattegat	5531	31700	1410	33110	750	166	916	10960	4140	15100
Nordlige Bælthav	961	6100	480	6580	150	47	197	2290	710	3000
Lillebælt	1244	7900	540	8440	250	79	329	2960	960	3920
Storebælt	1462	10600	700	11300	200	78	278	1930	5170	7100
Øresund	375	1850	4130	5980	150	615	765	710	4760	5470
Sydlige Bælthav	79	750	20	770	20	3	23	120	17	140
Østersøen	254	2250	250	2500	40	50	90	470	1240	1710
Danmark	15624	84400	8450	92850	2190	1130	3320	30050	20950	51000

Tabel 12-5. Vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration af kvælstof, fosfor og BOD<sub>5</sub> for afstrømningen via vandløb og for de samlede tilførsler til de ni 1. ordens kystafsnit og for hele Danmark i 1995.

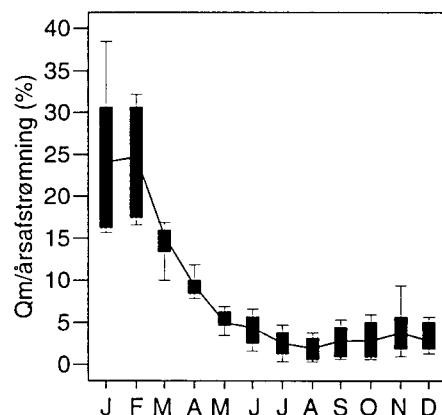
	Oplands areal $\text{km}^2$	Kvælstof		Fosfor		BOD <sub>5</sub>	
		Q-vægtet konc. i alt mg N l <sup>-1</sup>	Q-vægt. konc. inkl. dir. pkt. mg N l <sup>-1</sup>	Q-vægtet konc. i alt mg P l <sup>-1</sup>	Q-vægt. konc., inkl dir. pkt. mg P l <sup>-1</sup>	Q-vægtet konc. i alt mg BOD <sub>5</sub> l <sup>-1</sup>	Q-vægt. konc. inkl. dir. pkt. mg BOD <sub>5</sub> l <sup>-1</sup>
Nordsøen	10811	3,92	4,04	0,10	0,11	1,70	1,89
Skagerrak	1102	6,34	7,33	0,24	0,41	4,16	12,2
Kattegat	15826	5,73	5,99	0,14	0,17	1,98	2,73
Nordlige Bælthav	3135	6,32	6,82	0,16	0,20	2,38	3,12
Lillebælt	3369	6,39	6,82	0,20	0,26	2,38	3,15
Storebælt	5415	7,27	7,75	0,14	0,19	1,32	4,85
Øresund	1737	4,91	15,90	0,40	2,04	1,89	14,57
Sydlige Bælthav	421	8,90	9,10	0,15	0,18	1,51	1,72
Østersøen	1205	8,86	9,86	0,18	0,38	1,85	6,74
Danmark	43022	5,40	5,95	0,14	0,21	1,92	3,26

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

### Indledning

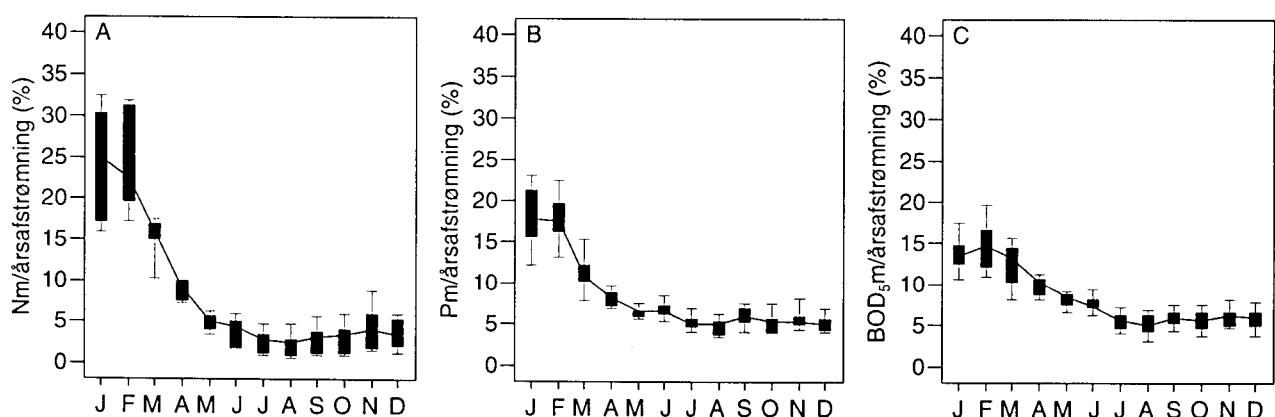
For hvert af de ni farvandsområder er den månedlige tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger af kvælstof, fosfor og organisk stof beregnet (figur 12-4a, b og c samt bilag 3.1-3). Tilsvarende findes opgørelser af andelen af nitrat-nitrit-kvælstof af total kvælstoftilførslen og af opløst orthofosfat-fosfor af total fosfortilførslen til marine kystafsnit (figur 12-6a og b samt bilag 3.4-5) samt af de vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof, total fosfor og BOD<sub>5</sub> af den totale tilførsel til marine kystafsnit (figur 12-5a, b og c). Opgørelsesmetoder er beskrevet i Windolf (1996).

*Figur 12-3.* Fordelingen af tilførslen af ferskvand Qm i 1995 opgjort som den enkelte måneds andel af den tilsvarende årstilførsel til de ni 1. ordens kystafsnit.



#### Årstidsvariationen i ferskvandsafstrømningen via vandløb

I mediantilfældet kom 67% af ferskvandsafstrømningen til de ni farvandsområder i løbet af 1. kvartal 1995 (*figur 12-3* og bilag 3.4). Ferskvandstilstrømningens fordeling i 1995 er ekstrem, idet der stort set er aftagende ferskvandsafstrømning gennem hele året grundet tørken i 2. halvår og det forudgående ekstremt våde 1994. Farvandsområderne IV-VIII har en større andel af afstrømningen koncentreret i vinterhalvåret end fx farvandsområde Nordsøen, hvor en større grundvandstilstrømning til vandløb virker som en udjævnende buffer. Årstidsvariationen i kvælstof-, fosfor- og  $BOD_5$ -tilførslen via vandløb og direkte punktkildeudledninger minder i hovedtræk om den tilsvarende for vandafstrømningen (*figur 12-4a*, *12-4b* og *12-4c*). Ferskvandsafstrømningen i 1995 var 15.600 millioner  $m^3$  (363 mm) eller 11% over normalen på 14.000 millioner  $m^3$  (326 mm) på trods af at nedbøren i 1995 med 652 mm var 8% under normalen (712 mm). Der er derfor sket en kraftig udtømning af grundvandsmagasiner, som blandt andet i løbet af det rekordvåde 1994 var blevet opbygget.

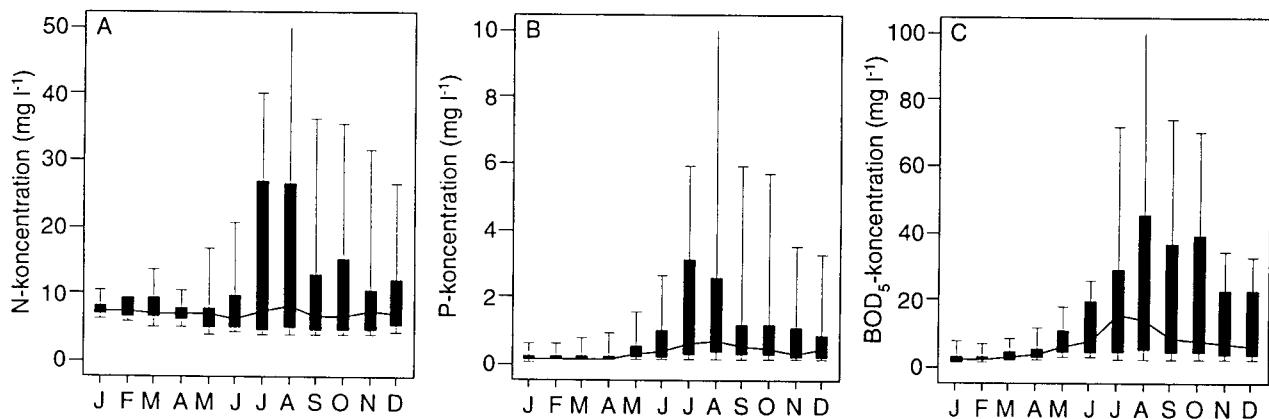


*Figur 12.4a, b og c.* Fordeling af tilførslen af kvælstof Nm (figur 12-4a), fosfor Pm (12-4b) og organisk stof  $BOD_5$  (figur 12-4c) via vandløb og direkte spildevandstilførsler til marine kystafsnit i 1995 opgjort som den enkelte måneds andel af den tilsvarende årstilførsel til de ni 1. ordens kystafsnit.

#### Generelt lille variation i koncentrationen af total kvælstof over året

Koncentrationen i det vandløbsvand, der afstrømmer via vandløb til bugter, fjorde og andre kystnære arealer er højere end i havvandet, hvorved der sker en koncentrationsforøgelse i de kystnære vandområder. Gennem fortyndning, omsætning og sedimentation vil der være et fald i koncentrationerne ud mod det åbne hav. De månedlige vandførings-vægtede koncentrationer af total kvælstof, der når marine kystafsnit via vandløb og direkte punktkildeudledninger, har hidtil generelt haft en positiv samvariation med den afstrømmende vandmængde (Windolf, 1996). Til gengæld

har de vandføringsvægtede månedsmiddelkoncentrationer for kvælstof i median været næsten konstante i løbet af 1995, dog har farvandsområder med høje samlede spildevandsudledninger stigende koncentrationer efterhånden som afstrømningen i 2. halvår var faldende (figur 12-5a). De største årstidsvariationer findes i farvandsområderne IV-IX, hvor spildevandsmængden er så høj, at der i perioder med lave vandføringer sker en forøgelse af koncentrationen af total kvælstof (fx farvandsområde VII og IX). Totalkvælstof koncentrationen er lavest i afstrømningen til Nordsøen ( $2,5\text{-}5,9 \text{ mg N l}^{-1}$ ) og når ekstreme værdier i afstrømningen til Øresund om sommeren ( $61,6 \text{ mg N l}^{-1}$ ).



Figur 12-5a,b og c. Fordeling af vandføringsvægtet total kvælstof- (N) (figur 12-5a), total fosfor- (P) (figur 12-5b) og BOD<sub>5</sub>-koncentration (figur 12-5c) i 1995 opgjort på månedsbasis for den samlede tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de ni 1. ordens marine kystafsnit.

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

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

*De vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof*

Den vandføringsvægtede årsmiddelkvælstofkoncentration beregnet for afstrømning til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger var i 1995  $5,9 \text{ mg N l}^{-1}$  og var hermed den laveste i de syv overvågningsår (tabel 12-6). Dette er 20% lavere end i 1980'erne, primært grundet de usædvanlige afstrømningsforhold i 1995.

Tabel 12-6. Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer (beregnet som den samlede stofafstrømning divideret med den samlede vandafstrømning) af kvælstof, fosfor og  $BOD_5$  i den totale tilstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit.

Periode	Kvælstof mg N l <sup>-1</sup>	Fosfor mg P l <sup>-1</sup>	$BOD_5$ mg $BOD_5$ l <sup>-1</sup>
1981-88	7,5	0,500	
1989	7,3	0,630	
1990	8,0	0,480	
1991	7,2	0,380	
1992	8,3	0,320	
1993	7,7	0,260	
1994	6,6	0,230	3,9
1995	5,9	0,210	3,3

*Vandføringsvægtet fosfor-koncentration varierer i modfase med vandføringen*

Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af fosforafstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger (*figur 12-5b* og bilag 3.5) påvirkes stadig af spildevandstilførsler. Koncentrationerne vil derfor generelt være høje om sommeren og lavere om vinteren til kystafsnit med en høj spildevandsbelastning. Der er derfor meget høje total fosforkoncentrationer om sommeren i den samlede tilstrømningen til Øresund VII (op til 9,5 mg P l<sup>-1</sup>) og Østersøen (op til 12,1 mg P l<sup>-1</sup>). Variationen i de vandføringsvægtede koncentrationer for  $BOD_5$  ligner variationerne for de tilsvarende koncentrationer af fosfor, dog er påvirkningen fra spildevand endnu mere markant end for fosfor i måneder med en lille ferskvandsafstrømning (*figur 12-5c*).

*Vandføringsvægtede koncentration af fosfor faldet i takt med den forbedrede spildevandsrensning*

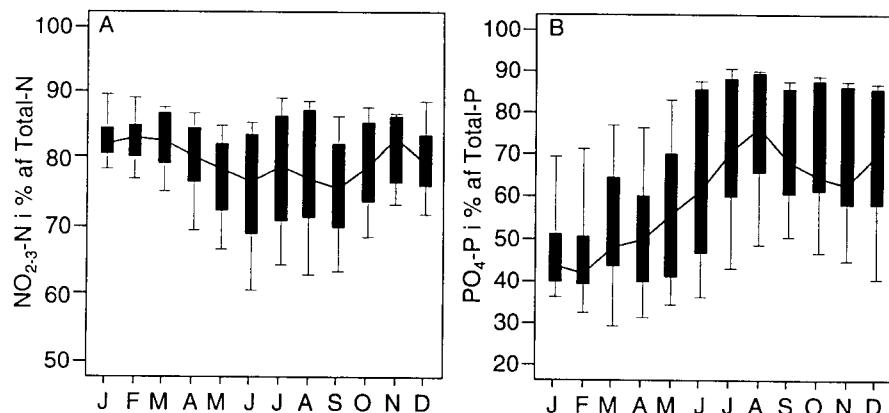
Den vandføringsvægtede årsmiddelfosforkoncentration for afstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger fra Danmark til marine kystafsnit var i 1995 0,210 mg P l<sup>-1</sup>, hvilket svarer til et fald på 57% siden 1980'erne (*tabel 12-6*). Faldet skyldes alene den forbedrede spildevandsrensning, idet der i samme periode er sket et fald i de samlede spildevandsudledninger på 68%. Det diffuse fosfortab er ikke faldet i den samme periode (Windolf, 1996).

*Andelen af uorganisk opløst kvælstof*

De opløste uorganiske fraktioner af kvælstof og fosfor regnes for umiddelbart biotilgængelige. Andelen af nitrat-nitrit-kvælstof ( $NO_{2-3}-N$ ) udtrykt som månedstilførslen af  $NO_{2-3}-N$  i forhold til månedstilførslen af total kvælstof til hver af de ni 1. ordens kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 1995 er gengivet på *figur 12-6a* og i bilag 3.6. Der er en vis sæsonvariation med de højeste procentuelle andele af nitrat i vinterhalvåret. Nitrat-nitrit-kvælstof udgør den laveste andel i afstrømningen til Kattegat (57-70%). Den lave andel af nitrat i afstrømningen til Kattegat kan bl.a. tilskrives kvælstofomsætningen i Gudenåsystemet (Windolf, 1996). I de spildevandsbelastede områder er der en høj andel af nitrat-kvælstof fra renseanlæg, som fjerner hovedparten af det organiske kvælstof inden det når vandmiljøet.

Figur 12-6a og b.

Fordelingen af nitrit-nitrit ( $\text{NO}_{2-3}\text{-N}$ ) i procent af total kvælstof tilførslen (figur 12-6a) og af orthofosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) i procent af total fosfortilførslen (figur 12-6b) i 1995 opgjort på månedsbasis for de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de ni 1. ordens kystafsnit.



Andelen af opløst orthofosfat-fosfor er nært tilknyttet ferskvandafstrømningen

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

Den procentvise andel af opløst orthofosfat fosfor opgjort på månedsbasis (figur 12-6b) udviser en markant variation i modfase med ferskvandsafstrømningen (figur 12-3), resulterende i stigende procentuelle andele efterhånden som ferskvandsafstrømningen faldt i løbet af 1995. I farvandsområder med høj spildevandsbelastning (f.eks VI-IX) udgør opløst orthofosfat en høj andel af den totale fosfor belastning i alle måneder (bilag 3.6).

Den laveste andel af opløst orthofosfat-fosfor forekommer i afstrømningen fra Jylland og specielt i vandløb, der afstrømmer mod Nordsøen (25-40%). Dette hænger sammen med en relativt lav spildevandsbelastning, men også forekomsten af okker, der binder den opløste fosfor til partikler. Fosfortransporten vil derfor overvejende blive transporteret på partikulært bundet form.

## 12.4 Kilderne til kvælstof og fosfortilførslen til 1. ordens marine kystafsnit

Kildeopsplitning af den samlede tilførsel til marine kystafsnit

Det diffuse bidrag er hovedkilden til den landbaserede belastning af de marine kystafsnit med kvælstof

I tabel 12-7, 12-8 og 12-9 er der foretaget en kildeopsplitning af de samlede tilførsler til 1. ordens marine kystafsnit på baggrund af tilførslerne til ferskvand og de direkte spildevandsudledninger. Ved kildeopsplitningen er der taget højde for retentionen i ferskvand, som er lagt til den beregnede transport via vandløb til marine kystafsnit (Windolf, 1996). Det er nødvendigt at kende retentionen såfremt der skal foretages en vurdering af kilderne indbyrdes størrelse, idet udledninger fra punktkilder måles/estimeres direkte ved kilden, hvorimod det åbne lands bidrag findes som et residual (målte transport fratrukket tilførsler via punktkilder).

Den diffuse belastning (dvs. baggrundstilførsel og tilførsel fra dyrkede arealer og spredt bebyggelse) udgjorde i 1995 86% af den samlede landbaserede belastning med kvælstof af de marine kystafsnit, når der er taget højde for retentionen, medens ferskvandspunktkilder og direkte spildevandsudledninger udgjorde henholdsvis 6% og 8% (tabel 12-7). Af den diffuse tilførsel kan 1% tilskrives belastning fra spredt bebyggelse, 16% baggrundstilførsel og 83% tilførsel fra dyrkede arealer (landbrugsbidrag). Selv om det skulle være muligt at reducere på spildevandsudledninger til ferskvand yderligere, vil dette ikke kunne give en væsentlig nedsættelse af kvælstofbelastningen af ferskvand.

*Spildevand hovedbelastningskilde til Øresund*

Kildefordelingen for kvælstof på landsplan genfindes for de fleste farvandsområder. Kun til Øresund er punktkilder til ferskvand og de direkte spildevandsudledninger hovedkilder for tilførsel af kvælstof med 63% af den samlede belastning. Spildevand udgør ligeledes en relativ stor andel af belastningen af Skagerrak, hvilket primært kan tilskrives fiskeindustri i området.

*Tabel 12-7. Kildefordeling af tilførslerne (dvs. inklusiv retention) af kvælstof til ferskvand og de marine kystafsnit i 1995 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i diffus tilførsel (inklusiv spredt bebyggelse og retention), tilførsel fra punktkilder til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder.*

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
		%	%
Nordsøen	90	8	2
Skagerrak	81	6	13
Kattegat	91	5	4
Nordlige Bælthav	86	7	7
Lillebælt	88	6	6
Storebælt	90	4	6
Øresund	33	4	63
Sydlige Bælthav	95	3	2
Østersøen	88	2	10
Danmark	86	6	8

*Kildefordeling for fosfor:  
diffuse tilførsel er den største  
kilde*

Som et resultat af den kraftige renseindsats over for punktkilder er den diffuse tilførsel nu hovedkilden til fosforbelastning af de marine kystafsnit med 47% af den samlede belastning (tabel 12-8). Ferskvandspunktkilder udgør 20% og direkte spildevandsudledninger 33% af den samlede bruttobelastning. Af den diffuse tilførsel kan 17% tilskrives spredt bebyggelse, 28% baggrundsbelastning og de resterende 55% tilførsel fra dyrkede arealer.

*Til Øresund er direkte spildevandsudledninger hovedbelastningskilden*

Til Øresund kommer hovedparten af belastningen fra direkte spildevandsudledninger (86%), og Østersøen samt Skagerrak har også relativt høje belastninger fra direkte udledning med henholdsvis 53% og 41%. Der vil således stadig kunne ske reduktioner i de tilførte fosformængder ved implementering af planlagte tiltag over for punktkilder til ferskvand, når forholdene bringes på plads i oplandet til Øresund. Belastningen fra spredt bebyggelse er stadig en væsentlig kilde til fosforbelastning.

*BOD<sub>5</sub>; kildefordeling ligner meget forholdene for fosfor*

De beskrevne forhold for kildefordeling for fosfor gælder også for BOD<sub>5</sub> (tabel 12-9). Det skal bemærkes, at det for organisk stof ikke giver mening at tale om retention i f.eks søer og i vandløb, da der sker en nettoproduktion af organisk stof i disse miljøer, og desuden sker der en omsætning af BOD<sub>5</sub> under transport/ophold i vandmiljøet. Tilførsler fra det åbne land udgør 44% af BOD<sub>5</sub> tilførslerne i 1995, hvor 15% kommer fra ferskvandspunktkilder og de resterende 41% fra direkte udledninger. Direkte udledninger udgør over 70% af den samlede tilførsel til Øresund (87%), Storebælt og Østersøen. Der er også for BOD<sub>5</sub> et potentiale for yderligere reduktion i spildevandsbelastningen, når planlagte tiltag er gennemført og slået igennem på vandmiljøet.

Tabel 12-8. Kildefordeling af tilførslerne (dvs. inklusiv retention) af fosfor til ferskvand og de marine kystafsnit i 1995 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i diffus tilførsel (inklusiv spredt bebyggelse), tilførsel fra punktkilder til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder.

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
Nordsøen	63	31	6
Skagerrak	48	11	41
Kattegat	60	23	17
Nordlige Bælthav	49	27	24
Lillebælt	55	21	24
Storebælt	45	28	27
Øresund	13	6	80
Sydlige Bælthav	48	32	21
Østersøen	37	11	53
Danmark	47	20	33

Tabel 12-9. Kildefordeling af tilførslerne (inklusiv retention) af  $BOD_5$  til ferskvand og de marine kystafsnit i 1995 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i diffus tilførsel (inklusiv spredt bebyggelse), tilførsel fra punktkilder til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder.

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
Nordsøen	60	30	10
Skagerrak	24	10	66
Kattegat	58	15	27
Nordlige Bælthav	63	13	24
Lillebælt	58	17	25
Storebælt	20	7	73
Øresund	6	7	87
Sydlige Bælthav	64	24	12
Østersøen	22	6	73
Danmark	44	15	41

## 12.5 Konklusion

I dette kapitel opgøres belastningen til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger med kvælstof, fosfor og organisk stof ( $BOD_5$ ) i 1995. Opgørelsen er foretaget for 1. og 2. ordens marine kystafsnit og udviklingen i de syv overvågningsår er beskrevet. Størrelsen og betydningen af forskellige kilder til belastning med kvælstof og fosfor belyses gennem inddragelse af retention i ferskvand. Beregningsmetoder findes beskrevet i Windolf (1996) og data vedrørende 1. og 2. ordens kystafsnit i bilag 3.1-6.

- Den landbaserede tilførsel til de marine kystafsnit via vandløb og fra direkte spildevandsudledninger var i 1995 92.900 ton kvælstof, 3.320 ton fosfor og 51.000 ton let omsætteligt organisk stof. Udledninger via vandløb udgjorde 84.400 ton kvælstof, 2.190 ton fosfor og 24.950 ton organisk stof. Ferskvandsafstrømningen var 15.600 millioner  $m^3$  og dermed 11% over gennemsnittet for 1971-90 på trods

af, at nedbøren med 652 mm var 8% under normalen. Cirka 2/3 af kvælstoftilførslen til havet via vandløb forekom i første kvartal af 1995, idet ferskvandafstrømningen efter 1. kvartal stort set var aftagende.

- Den diffuse kvælstofafstrømning udgjorde 86% af den totale kvælstofafstrømning til de marine kystafsnit i 1995, når der tages højde for retention i sørerne (se Windolf, 1996).
- Den samlede fosfortilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger er faldet fra ca. 8.200 ton i perioden 1981-88 til 3.320 ton i 1995. Siden perioden 1981-88 er de samlede spildevandsudledningerne blevet reduceret med 72%.
- Spildevandsbelastningen med fosfor udgjorde i 1995 kun godt halvdelen af de samlede fosforudledninger til de marine kystafsnit, når der tages højde for retention i sør og ferskvand i øvrigt. Den diffuse belastning var i 1995 den største belastningskilde med fosfor i de fleste 1. ordens kystafsnit.
- Den diffuse fosforafstrømning var 1.510 ton i 1995 og dermed noget højere end i perioden 1981-88. Samtidig er belastningen fra spredt bebyggelse faldet med cirka 200 ton fosfor fra 1989 til 1995. Øget ferskvandsafstrømning er hovedårsagen til de øgede diffuse fosforbelastning i 1993-95.
- Til farvandsområde Øresund er spildevand stadig langt den største kilde til belastning med kvælstof, fosfor og  $BOD_5$ .
- De vandføringsvægtede koncentrationer i tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit af kvælstof, fosfor og  $BOD_5$  var henholdsvis  $5,9 \text{ mg N l}^{-1}$ ,  $0,210 \text{ mg P l}^{-1}$  og  $3,3 \text{ mg BOD}_5 \text{l}^{-1}$ . Dette dækker dog over store årstidvariationer med høje fosforkoncentrationer om sommeren eller når ferskvandsafstrømningen er lav som i 2. halvår af 1995 og over store geografiske forskelle. De største tab af næringsstoffer sker i oplande med lerede jorde og høj befolkningstæthed og relativt lav nedbør. Den vandføringsvægtede fosforkoncentration er faldet 57% siden 1980'erne, hvilket alene kan tilskrives en reduceret tilførsel af spildevand.
- Renseforanstaltninger over for spildevandsudledninger af fosfor har reduceret disse med 72% i forhold til 1981-88, og der er stadig et spildevandspotentiale at forbedre renseindsatsen overfor (f.eks spredt bebyggelse). Til gengæld har fosforafstrømningen fra åbent land været højere i perioden 1993 til 1995 i forhold til 1980'erne, hvilket primært synes betinget af klimatiske forhold. For at få opfyldt reduktionsmålene i Vandmiljøplanen er det nødvendigt at nedbringe åbent land bidraget af fosfor.

## 13 Miljøtilstanden i 1995

### 13.1 Observationer af særlige forhold

#### Åbne indre farvande

I vinteren 1994/95 var ferskvandsafstrømningen stor i det meste af Vesteuropa. Samtidig kom vinden på danske breddegrader overvejende fra sydvest, og dette medførte, at Den Jyske Kyststrøm i februar førte vandmasser med høje nitratkoncentrationer ind i det nordlige Kattegat. I løbet af marts strømmede det næringsrige bundvand mod syd til det østlige og sydlige Kattegat og Øresund. I slutningen af marts og begyndelsen af april trængte der igen nitratrigt vand fra Den Jyske Kyststrøm ind i det østlige Kattegat. Nitratkoncentrationen forblev høj i det sydøstlige Kattegat i maj, og det næringsrige bundvand strømmede i juni og juli ned i Øresund og Storebælt. Sammenfaldende med den lokale relativt store afstrømning i starten af 1995 blev der målt høje næringsstofkoncentrationer i overfladen i Bælthavet og kystnære dele af Kattegat i februar. Koncentrationerne var dog lavere end efter den ekstremt våde vinter 1993/94.

Efter forårsopblomstringen i slutningen af marts faldt iltindholdet i bundvandet i de indre farvande til og med september. Iltindholdet var fra juni til oktober generelt lavere end middel for 1980erne, især i Øresund og Bælthavet. Allerede i juli opstod iltsvind ( $<4 \text{ mg l}^{-1}$ ) i Femer Bælt. I august var der kraftigt iltsvind ( $<2 \text{ mg l}^{-1}$ ) i Femer Bælt og det sydlige Lillebælt og iltsvind i resten af Bælthavet, Øresund, Arkona Havet og mindre områder af Kattegat. I september nåede iltsvindet sin største udbredelse og dækkede det syd- og vestlige Kattegat, Øresund, Bælthavet og vestlige Arkona Hav, med kraftigt iltsvind i det sydlig Bælthav og vestlige Arkona Hav, samt andre mindre områder. Efter september begyndte iltindholdet at stige, men i oktober var der stadig udbredt iltsvind i det nordlige Bælthav, Storebælt og sydlige Lillebælt. I Øresund var iltindholdet lavt ind i november. De målte værdier var de laveste set de sidste 5 år.

#### Farvande ud for den Jyske Vestkyst

I maj-juli 1995 var der masseopblomstringer af blandt andet *Phaeocystis pouchetii* i den sydlige del af Nordsø. Ud for Hvide Sande blev der i slutningen af august obeserveret kraftigt iltsvind, og meldinger om fiskedød langs Vestkysten tyder på, at der var tale om et udbredt iltsvind på dybder over 20 m fra Nyminddegab til Thyborøn. Der er ingen rapporter om effekter på bundfaunaen. Masseforekomster af kiselalger (*Cerataulia pelagica*) kan have bidraget til iltsvindet.

#### Skagerrak

De høje koncentrationer af næringssalte, der blev ført med Den jyske Kyststrøm op langs vestkysten af Jylland i marts/april afspejledes langs Skagerraks kyst i høje forårsniveauer i primærproduktionen, klorofylkoncentration og fytoplanktons kulstofbiomasse. Lignende observationer blev gjort i 1993 og 1994.

#### Kystvandene omkring Sjælland

I Karrebæk Bugt blev der i 1995 målt de laveste sommerklorofylkoncentrationerne siden 1992. Sammenfaldende med den lille afstrømning var næringssaltkoncentrationerne i bugten i slutningen af året lavere end normalt. I Køge Bugt var næringssalt- og klorofylkoncen-

trationerne i sommerperioden 1995 hyppigt lavere end midlen for 1985-1994. På trods af hyppig forekomst af iltsvind er der ikke rapporteret om effekter på bundfaunabestanden i 1990-erne fra farvandene omkring Sjælland. I Køge Bugts sydlige del rapporteres om en forarmet bundfauna i 1995 som følge af iltsvind i 1994.

#### *Kystvandene ud for Østjylland*

I de åbne farvande ud for Vejle Amt var der iltsvind i august-september. Ved Juelsminde Kyst i 1995 lå de laveste koncentrationer under  $2 \text{ mg l}^{-1}$ , men iltsvindet var formodentligt kun kortvarigt, og der blev ikke observeret effekter på bundfaunaen. I Hevring Bugt udenfor Randers Fjord er iltforholdene generelt gode, og bundfaunaen er arts- og individrig. Faunaen ved Dokkedal viser store udsving mellem år af individtæthed, artsantal og biomasse. Muligvis er individtæheten og artantallet steget siden begyndelse af 80'erne, men der er ingen statistiske sikre langtidstrends.

#### *Lillebælt og Storebælt*

I den vestlige del af Storebælt blev der observeret en ekceptionel stor forårsopblomstring. I det nordlige Lillebælt var næringssaltkoncentrationerne i slutningen af 1995 lavere end normalt. I hele Lillebælt blev der gennem sommeren målt forholdsvis lave klorofylkoncentrationer og sigtdybden var større end tidligere. Ligesom i 1994 var der iltsvind i Lillebælt i 1995, hvilket angives som forklaring på en forarmet bundfauna i dele af området. I det nordlige Lillebælt samt i Langelandssund og Båring Vig viser individtæheten på ikke iltsvindsramte stationer et bimodalt mønster i individtæheten med høje værdier i slutningen af 1970erne-begyndelsen af 1980'erne, og igen i begyndelsen af 1990-erne. Lignende fænomen er observeret andre steder i Kattegat (3rd Periodic Helcom Assessment), og udviklingen er muligvis koblet til storskala-forandringer i det pelagiske system. På basis af undersøgelser fra starten af århundredet vurderes det, at bundfaunaen i Lillebæltsområdet er forandret som følge af iltsvind.

## **13.2 Sammendrag om miljøtilstanden**

#### *Vandkemi*

De specielle belastningsforhold i 1995 (høj afstrømning vinteren 1994/95 og lav afstrømning i resten af året) gav ikke markante effekter på miljøtilstanden i de åbne områder. Næringssaltkoncentrationerne var relativt høje i starten af året sammenfaldende med den store afstrømning. I resten af året var niveauerne af samme størrelse eller lidt lavere end midlerne for de seneste 7-10 år. Kvælstofkoncentrationerne er ikke ændret i Vandmiljøplanperioden, mens der i mange områder er set et fald i fosforkoncentrationerne.

#### *Fytoplankton*

Fytoplanktonbiomassen var i 1995 generelt på niveau med tidligere år. I enkelte bugter og i Lillebælt var der dog en tendens til lavere klorofylkoncentrationer om sommeren, idet koncentrationerne var på niveau med eller lavere end midlen for de forudgående år. Generelt er klorofylkoncentrationerne ikke ændret i Vandmiljøplanperioden.

#### *Iltsvind og bundfauna*

I lighed med tidligere år blev der i 1995 observeret iltsvind i kystvandene og de åbne farvande i efteråret på trods af et fald af N og P belastningen sammenlignet med året før. Effekterne på bundfaunaen af iltsvindene i 1994 synes at være begrænsede.

## 14 Referencer

- Balzer, W. 1996. Forms of phosphorus and its accumulation in coastal sediments of Kieler Bucht. *Ophelia* 26: 19-35.
- Billen, G., Lancelot, C., Meybeck, M. 1991. N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: Ocean margin processes in global change. Mantoura, R.F.C. Martin, J.-M. Martin, and Wollast, R., John Wiley & Sons Ltd., pp. 19-44.
- Caraco, N.F., Cole, J.J., Likens, G.E. 1990. A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. *Biogeochemistry* 9: 277-290.
- Christensen, P.B. m.fl. 1994. Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* Nr. 42 1994. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Christiansen, C., P. Andersen, S. Schwærter og J.S. laursen. 1991. Kystnær omfordeling af sediment og næringssalte. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* Nr. 4 1991. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Clausen, P. 1994. Waterfowl as primary consumers in shallow water fjord areas. Ph.D.-afhandling. Miljøministeriet, Danmark.
- Dahl, K., Ærtebjerg, G., Jensen, J.N., Nielsen, T.G., Lisbjerg, D., Krause-Jensen, D. og Christensen, P.B. 1995. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Marine områder Fjorde, Kyster og åbent hav. Faglig rapport fra DMU, nr. 142. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Diaz, R.J. & R. Rosenberg (1995). Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 245-303.
- Dillon, P.J. og Rigler, F.H. 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 31: 1771-1778.
- Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- Fyns Amt. 1996. Kertinge Nor. VANDMILJØovervågning. Tema 1995: Fjorde. ISBN 87-7343-276-8. 70 pp.
- Fyns Amt. 1996. Odense Fjord. VANDMILJØovervågning. Tema 1995: Fjorde. ISBN 87-7343-277-6. 88 pp.
- Gray, J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 286: 545-561.

Gray, J.S. og Mirza, F.B. 1979. A possible method for detecting pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Poll. Bull. 10: 142-146.

Hagerman, L., A.B. Josefson & J.N. Jensen (1996). Effects of eutrophication on benthic macrofauna and demersal fish. In: Eutrophication in a coastal marine environment. B.B. Jørgensen & K. Richardson (eds.), Coastal and Estuarine Studies, American Geophysical Union.

Hovmand, M.F. 1993. Notat om fosfor i atmosfærisk deposition vurderet på grundlag af foreliggende data. Danmarks Miljøundersøgelser, ATMI, august 1993, 15 sider + bilag.

Jensen, H.S. 1996. Fosfor- og jernaflejringer i Ringkøbing Fjord. Rapport til Ringkøbing amtskommune. Danmarks Miljøundersøgelser.

Jensen, H.S., P.B. Mortensen, F.Ø. Andersen, E. Rasmussen & A. Jensen, 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. Limnol. Oceanogr. 40(5): 908-917.

Jensen, J.P. et al. 1996. Ferske Vandområder. Sører 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU Nr. 175.

Kamp-Nielsen, L. 1992. Benthic-pelagic coupling of nutrient metabolism along an estuarine eutrophication gradient. Hydrobiologia 235/236: 457-470.

Klump, J. Martens, C. 1987. Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin. 5. Sedimentary nitrogen and phosphorus budgets based upon kinetic models, mass balances, and stoichiometry og nutrient regeneration. Geochimica et Cosmochimica Acta, 51: 1161-1173.

Klump, J.V. & C.S. Martens. 1981: Biogeochemical cycling in an organic rich marine basin - Nutrient sediment-water exchange processes. Geochim. Cosmochim. Acta 45:101-121.

MacArthur, R.H. og Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.

Miljøstyrelsen (1996): Vandmiljø-96. Redegørelsen fra Miljøstyrelsen Nr. X 1995.

Møhlenberg, F. (1995): Regulating mechanisms of phytoplankton growth and biomass in a shallow estuary. Ophelia 42: 239-256

Nielsen, K. og Olesen B. 1994. Ny viden om ålegræs - bedre miljøbedømmelse. Vand og Jord 3: 17-19.

Nielsen, K., L.P. Nielsen & P. Rasmussen. 1995. Estuarine nitrogen retention independently estimated by the denitrification rate and mass balance methods: a study of Norsminde Fjord, Denmark. Mar. Ecol. Prog. Ser. 119: 275-283.

Nielsen, L.P. og P.B. Christensen. 1994. Denitrifikation i fjorde og kystnære farvande. Havforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 50 1994. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

- Nielsen, R., Kristiansen, Aa., Mathiesen, L. og Mathiesen, H. 1995. Distributional index of benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot. Fennica* 155: 1-51.
- Nixon, S.W. m.fl. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*, in press.
- Nordjyllands Amt. 1996. Hav og fjord 1995. *VANDMILJØovervågning*.
- Olesen, B. 1996. Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *Marine Ecology Progress Series* 134 (1-3): 187-194.
- Olesen, B. og Sand-Jensen, K. 1993. Patch dynamics of eelgrass, *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.
- Olesen, B. og Sand-Jensen, K. 1994. Demography of shallow eelgrass (*Zostera marina* L.) populations: shoot dynamics and biomass development. *Journal of Ecology* 82: 379-390
- Olesen, B. Population dynamics of eelgrass. Ph.D.-thesis, Department of Plant Ecology, University of Aarhus, Denmark.
- Pedersen, M.F. 1993. Growth and nutrient dynamics in marine plants. Ph. D. afhandling. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet.
- Pejrup, M., J. Bartholdy & a. Jensen. 1993. Supply and exchange of water and nutrients in the Grådyb tidal area, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36: 221-234.
- Rasmussen, B. 1994. Blandingsmekanismer i kystnære farvande. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, Nr. 32. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Ribe Amt. 1996. Marine områder. *VANDMILJØovervågning*. ISBN 87-7342-776-4. 103 pp.
- Richardson, K. 1989. Report of the ICES 14-C primary production intercomparison exercise, Hirtshals in 1987.
- Ringkøbing Amtskommune 1996. Temaindberetning fjerde: Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Vesterhavet. 118 pp.
- Rumohr, H., T. Brey & S. Ankar. (1987). A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. *Baltic Marine Biologists*, Publ. No. 9, 56 pp.
- Sand-Jensen, K. og Borum, J. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 1994. *Fytoplankton- og makrofyttudvikling i danske kystområder*. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* Nr. 30. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Skov, H., Ellermann, T., Hertel, O. & O.H. Manschen. 1996. Atmosfærisk deposition af kvælstof. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 177.

Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. Limnol. Oceanogr. 33(4. part 2): 702-724.

Simpson, J.H. & D. Bowers. 1981. Models of stratification and frontal movement in shelf seas. Deep-Sea Res. 28A: 727-738.

Smith, S.V. and H.H. Veeh. 1989. Mass balance of biogeochemically active materials (C, N, P) in a hypersaline gulf. Estuarine, Coastal and Shelf Science 29: 195-215.

Tumbiolo, M.L. & J. A. Downing (1994). An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. Mar. Ecol. Prog. Ser. 114: 165-174.

Ugland, K.I. og Gray, J.S. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. Oikos 39: 171-178.

Vejle Amt 1996. Overvågning af kystvande 1995. Teknisk rapport. ISBN 87-7750-250-7. 121 sider + bilag.

Wiggers et al. 1994. Notat fra arbejdsgruppen vedr. beregning af den diffuse tilførsel af total-N og total-P fra umålte oplande i overvågningsprogrammet.

VKI. 1982. Nyt fra Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det kemiske vandanalyseområde, Nr.14:82.

Windolf, J. m.fl. 1995. Model for kvælstoftab i sører. Vand & Jord 5: 198-201.

Windolf, J., E. Jeppesen, J.P. Jensen & P. Kristensen. 1996. Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes.

Windolf, J. (ed.) (1996): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 177.

Århus Amt 1996. Norsminde Fjord 1995. Teknisk rapport. 7 sider.

# Bilag 1

## Vandmiljøplanen - Statusrapportering 1. juni 1996

	Rapport
<b>Bornholms Amt</b>	Kystvande 1995 (Notat)
<b>Frederiksborg Amt</b>	Kattegat 1995, Tilstand og udvikling
<b>Fyns Amt</b>	Kystvande 1995 Bilagsrapport 1995 Det Sydfynske Øhav, maj 1996 Odense Fjord, maj 1996 Kertinge Nor, maj 1996
<b>Fyns, Sønderjyllands &amp; Vejle Amt</b>	Lillebælt 1995
<b>Københavns Amt, Københavns Kommune</b>	Overvågning af Øresund, 1995
<b>Nordjyllands Amt</b>	Vandmiljøovervågning - Hav og Fjord 1995
<b>Ribe Amt</b>	Marine Områder Vandløb og kilder Kvie Sø - Holm Sø
<b>Ringkøbing Amt</b>	Temaindberetning Fjorde, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Vesterhavet 1995
<b>Roskilde Amt</b>	Overvågning af Køge Bugt 1995 Overvågning af Roskilde Fjord 1995 Miljøtilstanden og dens udvikling i Roskilde Fjord
<b>Storstøms Amt</b>	Fjordrapportering
<b>Sønderjyllands Amt</b>	Vandmiljøovervågning 1995, Kystvande
<b>Vejle Amt</b>	Overvågning af kystvande 1995
<b>Vestsjællands Amt</b>	Overvågning af Isefjord 1989-1995 Overvågning af Kystvande 1995 Korsør Nor 1989-1995 Kalundborg Fjord 1989-1995
<b>Viborg, Ringkøbing &amp; Nordjyllands Amt</b>	Vandmiljø i Limfjorden 1995
<b>Århus Amt</b>	Randers Fjord Norsminde Fjord Århus Bugt og Kalø Vig



## Bilag 2

Bilaget viser en oversigt over vand- og stofttilførslen til de danske fjorde, der indgår i fjordtemaet. Stofbelastningen er opgivet som henholdsvis ton N år<sup>-1</sup> eller ton P år<sup>-1</sup> og vandtilførslen som 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>.

Bilaget viser både den totale belastning (minus atmosfærisk deposition), belastningen via ferskvand samt punktkildebelasningens andel heraf og belastninge direkte til fjorden. Kolonnen Total til Ferskvand angiver belastningen via ferskvand og punktkildebelastningen andel heri er opdelt i henholdsvis byspildevand, spredt bebyggelse, dambrug, regnvand og industri. Kolonnen Direkte angiver den totale punktkildebelastning direkte til fjorden.

Kolonnen Vandtilførsel viser den totale vandtilførsel til fjorden og kolonnen Q-meter viser afstrømningshøjden i meter pr. år pr. opland.

Oplandsarealet er vist både som totalt opland i km<sup>2</sup> og den målte andel heraf i procent. Yderligere er fjordarealet angivet i km<sup>2</sup>.

Fjordbelasningen er opgjort til de marine fjordbokse, som også er vist på bilaget. Hertil skal det bemærkes, at enkelte steder er flere fjorde slået sammen, så belastningen herfra er indberettet under en enkelt fjordboks. Det drejer sig om belastningen til Frederiksværk Bredning (3221), som er fremkommet ved at addere belastningen til 3221, 3222 og 3223, samt belastningen til Roskilde Bredning (3224), som er fremkommet ved at addere belastningen til 3224, 3225, 3226 og 3227.

# Bilag 2.1

Nr Fjord	Fjord-	År	Fjord	Total	Målt	Vand-	Q-	Total-N ton år												
								.....	Heraf til ferskvand	.....	Spildev.	Total								
								Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	m År <sup>-1</sup>	Total t.	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	Direkte	fjord
1 Limfjorden	37	1984	1487.0	7452.1	53.4	3298.4	0.44	.	650.0	142.0	457.0	75.0	0.0	1953.0	22063.2					
2 Limfjorden	37	1985	1487.0	7452.1	53.4	3110.4	0.42	.	604.0	142.0	489.0	75.0	0.0	1812.0	20617.0					
3 Limfjorden	37	1986	1487.0	7452.1	53.4	3054.4	0.41	.	674.0	142.0	500.0	75.0	0.0	2022.0	19758.2					
4 Limfjorden	37	1987	1487.0	7452.1	53.4	3199.1	0.43	.	722.0	142.0	456.0	75.0	0.0	2167.0	21639.5					
5 Limfjorden	37	1988	1487.0	7452.1	53.4	3723.4	0.50	.	600.0	142.0	419.0	75.0	0.0	1873.0	24138.0					
6 Limfjorden	37	1989	1487.0	7452.1	46.8	2467.6	0.33	.	400.0	142.0	355.0	75.0	0.0	856.0	16326.0					
7 Limfjorden	37	1990	1487.0	7452.1	46.8	2867.1	0.38	.	277.0	142.0	392.0	75.0	0.0	830.0	14322.0					
8 Limfjorden	37	1991	1487.0	7452.1	46.8	2444.1	0.33	.	230.0	142.0	348.0	75.0	0.0	690.0	16034.0					
9 Limfjorden	37	1992	1487.0	7452.1	46.8	2538.1	0.34	.	224.0	142.0	308.0	75.0	0.0	700.0	18432.0					
10 Limfjorden	37	1993	1487.0	7452.1	46.8	2326.6	0.31	.	210.0	142.0	279.0	75.0	0.0	645.0	15112.0					
11 Limfjorden	37	1994	1487.0	7452.1	46.8	3407.6	0.46	.	250.0	142.0	280.0	75.0	0.0	788.0	22121.0					
12 Limfjorden	37	1995	1487.0	7594.0	52.1	3027.3	0.40	17279.9	222.7	142.0	281.7	75.0	5.6	622.7	17902.6					
13 Århus Bugt	44	1978	315.0	657.0	63.5	182.6	0.28	1800.9	344.8	18.3	4.6	29.5	0.0	705.9	2506.8					
14 Århus Bugt	44	1979	315.0	657.0	63.5	201.9	0.31	2182.3	344.8	18.3	4.6	29.5	0.0	705.9	2888.2					
15 Århus Bugt	44	1980	315.0	657.0	63.5	258.7	0.39	2354.9	344.8	18.3	4.6	29.5	0.0	705.9	3060.8					
16 Århus Bugt	44	1981	315.0	657.0	63.5	270.3	0.41	2153.5	344.8	18.3	4.6	29.5	0.0	705.9	2859.4					
17 Århus Bugt	44	1982	315.0	657.0	63.5	197.4	0.30	1578.7	343.7	18.3	4.6	29.5	0.0	705.9	2284.6					
18 Århus Bugt	44	1986	315.0	657.0	63.5	165.6	0.25	1223.2	315.7	18.3	6.8	29.5	0.2	738.4	1961.6					
19 Århus Bugt	44	1987	315.0	657.0	63.5	226.8	0.35	1561.2	361.4	18.3	6.2	29.5	0.2	699.8	2261.0					
20 Århus Bugt	44	1988	315.0	657.0	63.5	225.5	0.34	1901.2	349.4	18.3	7.4	29.5	0.4	720.7	2621.8					
21 Århus Bugt	44	1989	315.0	657.0	63.5	107.2	0.16	763.6	389.0	18.3	6.4	23.0	0.6	732.5	1496.2					
22 Århus Bugt	44	1990	315.0	657.0	63.5	173.0	0.26	1416.5	354.2	18.3	3.5	31.5	0.4	373.0	1789.5					
23 Århus Bugt	44	1991	315.0	657.0	63.5	153.5	0.23	1180.0	377.4	18.3	2.7	23.6	0.5	306.1	1486.1					
24 Århus Bugt	44	1992	315.0	657.0	63.5	176.0	0.27	1374.0	251.7	18.3	3.6	28.0	0.6	256.2	1630.2					
25 Århus Bugt	44	1993	315.0	657.0	63.5	209.1	0.32	1637.6	160.1	18.3	4.7	31.8	0.3	229.3	1867.0					
26 Århus Bugt	44	1994	315.0	657.0	63.5	301.5	0.46	1907.1	125.7	18.3	2.0	33.5	0.2	199.3	2106.4					
27 Århus Bugt	44	1995	315.0	657.0	63.5	206.6	0.31	1208.9	118.2	18.3	2.5	26.3	0.1	128.0	1336.8					
28 Ebeltoft Vig	45	1989	84.4	60.0	0.0	10.3	0.17	86.1	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	9.5	95.6					
29 Ebeltoft Vig	45	1990	84.4	60.0	0.0	11.9	0.20	122.5	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	8.2	130.7					
30 Ebeltoft Vig	45	1991	84.4	60.0	0.0	11.2	0.19	103.0	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	7.3	110.3					
31 Ebeltoft Vig	45	1992	84.4	60.0	0.0	9.9	0.16	109.2	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	3.2	112.3					
32 Ebeltoft Vig	45	1993	84.4	60.0	0.0	12.1	0.20	129.5	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	3.4	132.9					
33 Ebeltoft Vig	45	1994	84.4	60.0	0.0	17.5	0.29	146.8	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	3.5	150.4					
34 Ebeltoft Vig	45	1995	84.4	60.0	0.0	13.5	0.23	114.5	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	3.8	118.3					
35 Flensburg Fjord	57	1989	131.5	214.1	9.9	42.1	0.20	370.9	42.9	13.5	0.0	0.6	0.0	102.7	473.6					
36 Flensburg Fjord	57	1990	131.5	214.1	9.9	70.1	0.26	682.8	32.3	13.5	0.0	1.0	0.0	119.8	802.6					
37 Flensburg Fjord	57	1991	131.5	214.1	9.9	52.9	0.25	461.7	24.5	13.5	0.0	0.8	0.0	100.3	562.0					
38 Flensburg Fjord	57	1992	131.5	214.1	9.9	59.4	0.28	601.0	25.0	13.5	0.0	0.8	0.0	95.1	696.0					
39 Flensburg Fjord	57	1993	131.5	214.1	9.9	69.8	0.33	673.9	24.1	13.5	0.0	0.9	0.0	46.9	720.8					
40 Flensburg Fjord	57	1994	131.5	214.1	9.9	93.4	0.44	792.9	30.3	13.5	0.0	1.0	0.0	35.0	828.0					
41 Flensburg Fjord	57	1995	131.5	207.0	10.2	67.7	0.33	447.7	33.9	14.4	0.0	0.0	0.0	39.8	487.5					
42 Det Sydfynske Øhav	65	1984	389.2	436.0	20.8	117.7	0.27	.	.	.	.	.	.	.	1277.9					
43 Det Sydfynske Øhav	65	1985	389.2	436.0	20.8	115.3	0.26	.	.	.	.	.	.	.	1181.2					
44 Det Sydfynske Øhav	65	1986	389.2	436.0	20.8	97.0	0.22	.	.	.	.	.	.	.	974.6					
45 Det Sydfynske Øhav	65	1987	389.2	436.0	20.8	118.7	0.27	.	.	.	.	.	.	.	1025.4					
46 Det Sydfynske Øhav	65	1988	389.2	436.0	20.8	167.7	0.38	.	.	.	.	.	.	.	1663.9					
47 Det Sydfynske Øhav	65	1989	389.2	436.0	20.8	81.1	0.19	593.6	4.9	28.0	0.0	3.7	0.0	244.7	838.3					
48 Det Sydfynske Øhav	65	1990	389.2	436.0	20.8	147.2	0.34	1282.1	6.9	28.0	0.0	5.4	0.0	254.0	1536.1					
49 Det Sydfynske Øhav	65	1991	389.2	436.0	20.8	124.9	0.29	1011.5	5.0	28.0	0.0	4.4	0.0	26.7	1038.2					
50 Det Sydfynske Øhav	65	1992	389.2	436.0	20.8	113.4	0.26	1175.6	5.2	28.0	0.0	4.4	0.0	28.5	1204.1					
51 Det Sydfynske Øhav	65	1993	389.2	436.0	20.8	146.2	0.34	1373.5	2.6	28.0	0.0	5.4	0.0	27.8	1401.3					
52 Det Sydfynske Øhav	65	1994	389.2	436.0	20.8	197.1	0.45	1466.1	4.0	27.9	0.0	7.7	0.0	28.0	1494.2					
53 Nissum Fjord	124	1983	75.0	1665.8	81.1	850.3	0.51	.	.	.	.	.	.	.	4036.7					
55 Nissum Fjord	124	1984	75.0	1665.8	81.1	781.7	0.47	.	.	.	.	.	.	.	3549.2					
57 Nissum Fjord	124	1988	75.0	1665.8	81.1	908.9	0.55	.	.	.	.	.	.	.	3799.5					
58 Nissum Fjord	124	1989	75.0	1665.8	81.1	671.2	0.40	2643.4	241.7	22.0	181.0	25.5	0.0	0.0	2643.4					
59 Nissum Fjord	124	1990	75.0	1665.8	81.1	821.4	0.49	3565.9	232.9	22.0	156.0	31.5	0.0	0.0	3565.9					
60 Nissum Fjord	124	1991	75.0	1665.8	81.1	684.4	0.41	2990.0	252.2	22.0	135.0	37.8	0.0	0.0	2990.0					
61 Nissum Fjord	124	1992	75.0	1665.8	81.1	711.8	0.43	3808.0	271.7	22.0	116.9	51.3	0.0	0.0	3808.0					
62 Nissum Fjord	124	1994																		

## Total-N ton år

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total oplund	Målt oplund	Vand- tilfør. meter	Q- meter	.....	Heraf til ferskvand	.....	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	Direkte	Spildev.	Total	
			Km <sup>2</sup>	Km <sup>3</sup>	%	10' m <sup>3</sup>	m d <sup>-1</sup>											anlæg	bebyg.
101 Randers Fjord	353	1978	21.6	3256.0	87.3	1078.6	0.33	5190.1	.	.	.	.	.	.	.	.	330.5	5520.6	
102 Randers Fjord	353	1979	21.6	3256.0	87.3	1129.8	0.35	6520.3	.	.	.	.	.	.	.	330.5	6850.8		
103 Randers Fjord	353	1980	21.6	3256.0	87.3	1419.6	0.44	7228.5	.	.	.	.	.	.	.	330.5	7559.0		
104 Randers Fjord	353	1981	21.6	3256.0	87.3	1567.1	0.48	7388.0	.	.	.	.	.	.	.	177.2	7565.3		
105 Randers Fjord	353	1982	21.6	3256.0	87.3	1206.4	0.37	5337.4	.	.	.	.	.	.	.	171.0	5508.4		
106 Randers Fjord	353	1983	21.6	3256.0	87.3	1287.1	0.40	6000.1	.	.	.	.	.	.	.	288.5	6288.7		
107 Randers Fjord	353	1984	21.6	3256.0	87.3	1263.1	0.39	6119.7	.	.	.	.	.	.	.	288.5	6408.2		
108 Randers Fjord	353	1985	21.6	3256.0	87.3	1254.1	0.39	5636.1	782.6	69.0	182.8	46.6	35.0	306.6	5942.7	267.3	4896.7		
109 Randers Fjord	353	1986	21.6	3256.0	87.3	1114.9	0.34	4629.4	.	.	.	.	.	.	.	276.7	5290.2		
110 Randers Fjord	353	1987	21.6	3256.0	87.3	1185.1	0.36	5015.3	.	.	.	.	.	.	.	303.5	6427.8		
111 Randers Fjord	353	1988	21.6	3256.0	87.3	1352.2	0.42	6124.3	.	.	.	.	.	.	.	276.7	5349.3		
112 Randers Fjord	353	1989	21.6	3256.0	90.3	933.3	0.29	3425.5	503.5	69.0	201.0	36.3	14.8	223.8	3649.3	288.5	6288.7		
113 Randers Fjord	353	1990	21.6	3256.0	90.3	1125.2	0.35	5075.4	700.6	69.0	155.1	49.8	7.1	266.0	5341.4	267.7	4483.0		
114 Randers Fjord	353	1991	21.6	3256.0	90.3	1007.6	0.31	4205.3	661.9	69.0	145.2	37.3	6.7	277.7	5182.2	207.9	4847.6		
115 Randers Fjord	353	1992	21.6	3256.0	90.3	1035.2	0.32	4639.7	550.2	69.0	96.2	44.2	7.1	207.9	4902.2	193.6	4902.2		
116 Randers Fjord	353	1993	21.6	3256.0	90.3	1078.4	0.33	4799.7	436.0	69.0	87.6	50.3	3.2	102.5	6784.2	193.0	5308.2		
117 Randers Fjord	353	1994	21.6	3256.0	90.3	1509.2	0.46	6681.8	479.2	69.0	76.1	56.8	2.7	102.3	6784.2	193.0	5308.2		
118 Randers Fjord	353	1995	21.6	3256.0	90.3	1316.8	0.40	5215.1	419.6	70.2	85.3	41.9	4.3	93.1	6427.8	193.0	5308.2		
119 Mariager Fjord	361	1973	47.7	572.0	41.8	115.5	0.20	778.2	32.5	3.5	60.0	2.4	0.0	214.2	992.5	132.6	1051.6		
120 Mariager Fjord	361	1978	47.7	572.0	38.9	129.7	0.23	919.0	25.6	7.4	67.9	2.4	0.0	132.6	1059.4	132.6	1182.2		
121 Mariager Fjord	361	1979	47.7	572.0	38.9	136.3	0.24	926.8	25.6	7.4	65.9	2.4	0.0	132.6	1059.4	132.6	1182.2		
122 Mariager Fjord	361	1980	47.7	572.0	38.8	128.2	0.22	1049.6	25.6	7.4	64.9	2.4	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
123 Mariager Fjord	361	1984	47.7	572.2	49.0	189.1	0.33	1197.7	8.3	7.4	61.9	2.4	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
124 Mariager Fjord	361	1985	47.7	572.0	65.8	184.3	0.32	1347.5	8.3	7.4	61.9	2.5	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
125 Mariager Fjord	361	1986	47.7	572.0	65.8	178.3	0.31	1267.9	7.5	7.4	57.7	2.1	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
126 Mariager Fjord	361	1987	47.7	572.2	49.0	182.0	0.32	1397.5	6.3	7.4	54.7	2.5	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
127 Mariager Fjord	361	1988	47.7	572.0	65.8	192.7	0.34	1448.1	6.1	6.9	54.6	2.6	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
128 Mariager Fjord	361	1989	47.7	572.0	65.8	151.3	0.26	1062.2	5.8	7.4	55.9	1.8	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
129 Mariager Fjord	361	1990	47.7	572.0	65.8	151.9	0.27	1127.0	7.1	7.4	51.9	2.5	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
130 Mariager Fjord	361	1991	47.7	572.0	65.8	143.9	0.25	1064.6	5.7	7.4	51.0	2.0	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
131 Mariager Fjord	361	1992	47.7	572.0	65.8	140.0	0.24	1044.8	3.4	7.4	43.6	2.1	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
132 Mariager Fjord	361	1993	47.7	572.0	65.8	147.3	0.26	1117.2	4.4	7.4	40.6	2.4	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
133 Mariager Fjord	361	1994	47.7	572.0	65.8	206.2	0.36	1530.0	4.5	7.4	42.5	3.4	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
134 Mariager Fjord	361	1995	47.7	572.2	65.8	198.7	0.35	1528.4	5.7	9.4	24.5	2.2	0.0	132.6	1182.2	132.6	1182.2		
135 Odense Fjord	423	1980	60.3	1057.0	73.8	383.3	0.36	.	620.0	64.0	0.0	45.0	4.6	147.0	3745.7	147.0	3745.7		
136 Odense Fjord	423	1981	60.3	1057.0	73.8	484.4	0.46	.	539.0	64.0	0.0	49.0	4.6	149.0	3999.4	149.0	3999.4		
137 Odense Fjord	423	1982	60.3	1057.0	73.8	344.2	0.33	.	604.0	64.0	0.0	38.0	4.6	146.0	3210.9	146.0	3210.9		
138 Odense Fjord	423	1983	60.3	1057.0	73.8	341.8	0.32	.	607.0	64.0	0.0	37.0	4.6	151.0	3378.4	151.0	3378.4		
139 Odense Fjord	423	1984	60.3	1057.0	73.8	307.2	0.29	.	650.0	64.0	0.0	390.0	4.6	146.0	3269.2	146.0	3269.2		
140 Odense Fjord	423	1985	60.3	1057.0	73.8	307.5	0.29	.	672.0	64.0	0.0	42.0	4.6	149.0	3045.3	149.0	3045.3		
141 Odense Fjord	423	1986	60.3	1057.0	73.8	224.4	0.21	.	631.0	64.0	0.0	33.0	4.6	147.0	2123.8	147.0	2123.8		
142 Odense Fjord	423	1987	60.3	1057.0	73.8	254.4	0.24	.	651.0	64.0	0.0	38.0	4.6	146.0	2310.6	146.0	2310.6		
143 Odense Fjord	423	1988	60.3	1057.0	73.8	399.1	0.38	.	669.0	64.0	0.0	42.0	4.6	142.0	4017.1	142.0	4017.1		
144 Odense Fjord	423	1989	60.3	1057.0	73.8	203.8	0.19	1675.5	398.6	64.0	0.0	30.0	4.1	142.6	1818.2	1818.2	1818.2		
145 Odense Fjord	423	1990	60.3	1057.0	73.8	320.7	0.30	2961.5	256.6	64.0	0.0	43.6	4.0	139.5	310.1	139.5	310.1		
146 Odense Fjord	423	1991	60.3	1057.0	73.8	292.6	0.28	2361.2	216.3	64.0	0.0	35.4	4.5	139.4	2500.6	139.4	2500.6		
147 Odense Fjord	423	1992	60.3	1057.0	73.8	267.2	0.25	2567.3	186.5	64.0	0.0	35.4	3.3	130.6	2698.0	130.6	2698.0		
148 Odense Fjord	423	1993	60.3	1057.0	73.8	332.3	0.31	3037.1	168.2	64.0	0.0	43.3	5.1	118.2	3155.3	118.2	3155.3		
149 Odense Fjord	423	1994	60.3	1057.0	73.8	479.9	0.45	3484.7	165.8	63.9	0.0	34.7	4.2	106.2	3590.9	106.2	3590.9		
150 Horsens Fjord	433	1989	46.0	1060.6	73.6	368.2	0.35	2311.8	186.4	63.0	0.0	34.5	8.2	105.1	2164.9	105.1	2164.9		
151 Horsens Fjord	433	1990	46.0	1060.6	73.6	56.3	0.20	888.5	43.4	19.2	6.8	8.5	0.0	300.8	1189.3	300.8	1189.3		
152 Horsens Fjord	433	1991	46.0	1060.6	73.6	171.6	0.33	1819.8	33.4	19.2	5.2	12.8	0.0	344.5	2164.3	344.5	2164.3		
153 Horsens Fjord	433	1992	46.0	1060.6	73.6	142.3	0.28	1753.3	31.6	19.2	7.9	14.6	0.0	311.8	2065.1	311.8	2065.1		
154 Horsens Fjord	433	1993	46.0	1060.6	73.6	175.2	0.34	1951.6	22.5	19.2	4.4	14.0	0.0	143.6	2095.3	143.6	2095.3		
155 Horsens Fjord	433	1994	46.0	1060.6	73.6	185.3	0.25	167.7	0.4	3.8	0.0	1.1	0.0	1.7	338.8	338.8	338.8		
156 Horsens Fjord	433	1995	46.0	1060.6	73.6	246.4	0.48	2326.6	33.4	19.2	5.3	15.6	0.0	122.3	2448.9	122.3	2448.9		
157 Horsens Fjord	436	1989	1.9	101.0	85.1	18.4	0.18	146.8	33.3	3.8	0.0	0.8	0.0	1.7	148.5	148.5	148.5		
158 Horsens Fjord	436	1990	1.9	101.0	85.1	28.6	0.28	262.9	28.0	3.8	0.0	1.1	0.0	2.8	265.7	265.7	265.7		
159 Horsens Fjord	436	1991	1.9	101.0	85.1	24.9	0.25	212.0	12.4	3.8	0.0	0.8	0.0	1.2	213.2	213.2	213.2		
160 Horsens Fjord	436	1992	1.9	101.0	85.1	24.7	0.24	230.3	7.4	3.8	0.0	1.0	0.0	0.8	213.0	213.0	213.0		
161 Horsens Fjord	436	1993	1.9																

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total opland	Målt opland	Vand- tilfør.	Q- meter	Total-N ton år												
								Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	m År <sup>-1</sup>	Heraf til ferskvand	Rens. ferskv.	Spredt anlæg	Dambr. bebyg.	Regnv. anlæg	Indus. direkte	Spildev. bebyg.	Total fjord
210 Aabenraa Fjord	582	1989	31.2	82.2	0.0	24.5	0.30	126.0	0.4	3.1	0.6	1.6	0.0	79.5	205.5					
211 Aabenraa Fjord	582	1990	31.2	82.2	0.0	37.1	0.45	209.4	0.4	3.1	0.9	2.6	0.0	47.0	256.4					
212 Aabenraa Fjord	582	1991	31.2	82.2	0.0	31.6	0.38	167.4	0.4	3.1	0.5	2.1	0.0	41.7	209.1					
213 Aabenraa Fjord	582	1992	31.2	82.2	0.0	34.0	0.41	208.5	0.4	3.1	0.4	2.1	0.0	49.0	257.5					
214 Aabenraa Fjord	582	1993	31.2	82.2	0.0	36.6	0.45	250.3	0.7	3.1	0.6	2.4	0.0	47.0	297.3					
215 Aabenraa Fjord	582	1994	31.2	82.2	0.0	51.6	0.63	291.5	0.7	3.1	0.4	2.7	0.0	57.7	349.2					
216 Aabenraa Fjord	582	1995	31.2	80.7	0.0	34.9	0.43	204.9	0.5	3.2	0.4	2.1	0.0	45.7	250.6					
217 Gennær Fjord	584	1989	4.5	39.0	0.0	34.4	7.7	0.20	43.2	2.4	1.3	0.0	1.5	0.0	0.0	43.2				
218 Gennær Fjord	584	1990	4.5	39.0	0.0	34.4	11.8	0.30	84.4	2.4	1.3	0.0	2.3	0.0	0.0	84.4				
219 Gennær Fjord	584	1991	4.5	39.0	0.0	34.4	8.9	0.23	63.5	3.3	1.3	0.0	1.9	0.0	0.0	63.5				
220 Gennær Fjord	584	1992	4.5	39.0	0.0	34.4	9.9	0.25	83.2	3.2	1.3	0.0	1.9	0.0	0.0	83.2				
221 Gennær Fjord	584	1993	4.5	39.0	0.0	34.4	12.7	0.33	101.7	3.7	1.3	0.0	2.2	0.0	0.0	101.7				
222 Gennær Fjord	584	1994	4.5	39.0	0.0	34.4	17.5	0.45	120.9	4.0	1.3	0.0	2.5	0.0	0.0	120.9				
223 Gennær Fjord	584	1995	4.5	39.0	0.0	34.3	12.4	0.32	93.9	2.8	1.3	0.0	1.9	0.0	0.0	93.9				
224 Augustenborg Fjord	592	1989	13.7	94.7	12.9	14.1	0.15	157.3	8.6	3.0	0.0	6.5	0.0	2.4	0.0	159.8				
225 Augustenborg Fjord	592	1990	13.7	94.7	12.9	23.8	0.25	300.5	8.8	3.0	0.0	6.7	0.0	2.8	0.0	303.3				
226 Augustenborg Fjord	592	1991	13.7	94.7	12.9	17.0	0.18	205.1	7.6	3.0	0.0	6.6	0.0	2.7	0.0	207.8				
227 Augustenborg Fjord	592	1992	13.7	94.7	12.9	19.0	0.20	298.8	10.0	3.0	0.0	6.6	0.0	2.7	0.0	301.5				
228 Augustenborg Fjord	592	1993	13.7	94.7	12.9	23.9	0.25	345.9	9.8	3.0	0.0	6.7	0.0	2.8	0.0	348.7				
229 Augustenborg Fjord	592	1994	13.7	94.7	12.9	33.3	0.35	396.5	10.7	3.0	0.0	6.7	0.0	2.9	0.0	399.4				
230 Augustenborg Fjord	592	1995	13.7	94.7	12.9	26.1	0.28	298.2	9.4	3.0	0.0	6.6	0.0	2.7	0.0	300.9				
231 Guldborgsund	625	1989	81.7	436.8	33.2	53.9	0.12	355.8	106.9	8.0	0.0	15.9	0.0	115.6	0.0	471.5				
232 Guldborgsund	625	1990	81.7	436.8	38.9	87.5	0.20	654.4	93.9	8.0	0.0	15.9	0.0	74.0	0.0	728.4				
233 Guldborgsund	625	1991	81.7	436.8	38.9	96.8	0.22	699.0	96.2	8.0	0.0	15.9	0.0	50.2	0.0	749.2				
234 Guldborgsund	625	1992	81.7	436.8	38.9	74.7	0.17	747.2	97.7	8.0	0.0	15.9	0.0	70.8	0.0	818.0				
235 Guldborgsund	625	1993	81.7	436.8	33.2	152.4	0.35	1203.5	81.8	8.0	0.0	15.9	0.0	80.7	0.0	1284.2				
237 Guldborgsund	625	1994	81.7	436.8	33.2	200.8	0.46	1024.8	63.2	8.0	0.0	15.9	0.0	65.0	0.0	1089.9				
238 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1989	8.3	36.1	0.0	4.7	0.13	57.2	35.6	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	57.2				
239 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1990	8.3	36.1	0.0	9.4	0.26	78.7	0.6	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	78.7				
240 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1991	8.3	36.1	0.0	9.5	0.26	68.3	0.6	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	68.3				
241 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1992	8.3	36.1	0.0	7.8	0.22	61.6	0.6	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	61.6				
242 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1993	8.3	36.1	0.0	11.4	0.32	97.4	0.6	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	97.4				
243 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1994	8.3	36.1	0.0	15.6	0.43	102.7	0.6	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	102.7				
244 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1995	8.3	36.1	0.0	11.5	0.32	66.2	0.6	3.6	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	66.2				
245 Stege Bugt	932	1989	42.0	31.6	0.0	7.9	0.25	48.1	4.6	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	48.6	0.0	88.6		
246 Stege Bugt	932	1990	42.0	31.6	0.0	9.7	0.31	67.6	4.6	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	77.1				
247 Stege Bugt	932	1991	42.0	31.6	0.0	13.7	0.43	78.2	4.6	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	88.5				
248 Stege Bugt	932	1992	42.0	31.6	0.0	19.1	0.61	38.3	4.6	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	50.2				
249 Stege Bugt	932	1993	42.0	31.6	0.0	19.1	0.61	135.2	3.2	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	117.0	0.0	252.1		
250 Stege Bugt	932	1994	42.0	31.6	0.0	23.2	0.73	130.1	3.2	0.8	0.0	2.0	0.0	0.7	0.0	116.6	0.0	141.6		
251 Stege Bugt	932	1995	42.0	31.6	0.0	11.8	0.37	123.7	4.9	1.3	0.0	2.6	0.0	0.7	0.0	13.0	0.0	136.7		
252 Præstø Fjord	935	1989	21.8	148.0	60.0	23.0	0.16	207.4	15.3	4.0	0.0	3.2	0.0	6.4	0.0	213.8				
253 Præstø Fjord	935	1990	21.8	148.0	60.0	33.1	0.22	348.3	15.4	4.0	0.0	3.2	0.0	7.6	0.0	355.9				
254 Præstø Fjord	935	1991	21.8	148.0	60.0	48.8	0.33	423.6	20.6	4.0	0.0	3.2	0.0	7.8	0.0	431.5				
255 Præstø Fjord	935	1992	21.8	148.0	60.0	29.5	0.20	299.7	18.1	4.0	0.0	3.2	0.0	10.3	0.0	310.0				
256 Præstø Fjord	935	1993	21.8	148.0	60.0	52.4	0.35	497.2	16.9	4.0	0.0	3.2	0.0	8.2	0.0	505.4				
257 Præstø Fjord	935	1994	21.8	148.0	60.0	69.0	0.47	532.8	14.6	4.0	0.0	3.2	0.0	4.8	0.0	537.6				
259 Lammefjord	3216	1986	20.0	296.3	34.0	49.4	0.17	472.9	69.5	11.2	0.0	4.2	0.0	2.6	0.0	261.1				
260 Lammefjord	3216	1989	20.0	296.3	34.0	35.8	0.12	367.5	138.8	11.2	0.0	4.2	0.0	2.0	0.0	473.5				
261 Lammefjord	3216	1990	20.0	296.3	34.0	55.9	0.19	795.2	45.8	11.2	0.0	4.2	0.0	2.0	0.0	795.8				
263 Lammefjord	3216	1992	20.0	296.3	21.0	68.0	0.23	904.2	33.9	11.2	0.0	4.2	0.0	2.0	0.0	904.9				
264 Lammefjord	3216	1993	20.0	296.3	21.0	63.6	0.21	1003.5	25.3	11.2	0.0	4.2	0.0	2.6	0.0	1004.4				
266 Lammefjord	3216	1995	20.0	296.3	58.6	70.2	0.24	781.0	23.8	14.0	0.0	2.7	1.1	2.0	0.0	782.9				
267 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1985	72.0	735.3	76.0	181.7	0.25	1102.8	409.7	9.3	0.0	18.2	0.0	46.0	0.0	1174.8				
268 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1989	72.0	735.3	72.0	100.5	0.14	471.6	411.8	9.4	0.0	18.2	0.0	48.2	0.0	519.7				
270 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1990	72.0	735.3	72.0	126.0	0.17	687.0	412.3	9.4	0.0	18.2	0.0	48.5	0.0	735.5				
271 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1991	72.0	735.3	72.0	144.0	0.20	756.7	22.7	9.4	0.0	22.1	0.0	40.9	0.0	797.5				
272 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1993	72.0	735.3	72.0	139.5	0.19	755.3	182.6	9.4	0.0	21.6	0.0	46.6	0.0	801.6				
273 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1994	72.0	735.3	72.0	215														

## Total-N ton år

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total oplund	Målt oplund	Vand- tilfør.	Q- meter	.....	Heraf til ferskvand	.....	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	Direkte	Spildev.	Total fjord
			Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	m årl <sup>-1</sup>		ferskv.		anlæg	bebyg.						
315 Lovns Bredning	3743	1984	67.3	277.0	67.9	113.1	0.41	740.5	6.0	2.6	12.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	740.5
316 Lovns Bredning	3743	1985	67.3	277.0	67.9	108.3	0.39	701.5	8.3	2.6	23.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	701.5
317 Lovns Bredning	3743	1986	67.3	277.0	67.9	103.4	0.37	694.1	12.2	2.6	23.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	694.1
318 Lovns Bredning	3743	1987	67.3	277.0	67.9	104.4	0.38	750.1	15.7	2.6	23.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	750.1
319 Lovns Bredning	3743	1988	67.3	277.0	67.9	127.6	0.46	946.6	22.1	2.6	16.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	946.6
320 Lovns Bredning	3743	1989	67.3	277.0	41.6	100.5	0.36	593.6	14.5	2.6	17.3	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	593.6
321 Lovns Bredning	3743	1990	67.3	277.0	41.6	95.5	0.34	700.3	8.0	2.6	15.1	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	700.3
322 Lovns Bredning	3743	1991	67.3	277.0	41.6	87.5	0.32	559.4	7.5	2.6	12.8	1.4	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	561.3
323 Lovns Bredning	3743	1992	67.3	277.0	41.6	84.1	0.30	591.0	5.6	2.6	12.1	1.2	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	592.6
324 Lovns Bredning	3743	1993	67.3	277.0	41.6	112.3	0.41	737.9	5.2	2.6	13.0	1.3	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	739.4
325 Lovns Bredning	3743	1994	67.3	277.0	41.6	110.4	0.40	757.8	4.6	2.6	12.9	1.8	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	759.0
326 Lovns Bredning	3743	1995	67.3	277.0	41.6	104.0	0.38	698.2	4.8	2.6	12.5	1.2	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	699.2
327 Skive Fjord	3747	1984	35.2	884.0	85.9	396.2	0.45	1656.7	273.0	4.0	103.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1656.7
328 Skive Fjord	3747	1985	35.2	884.0	85.9	376.9	0.43	1613.0	150.9	4.0	147.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1613.0
329 Skive Fjord	3747	1986	35.2	884.0	85.9	388.9	0.44	1616.0	169.1	4.0	159.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1616.0
330 Skive Fjord	3747	1987	35.2	884.0	85.9	375.6	0.42	1711.2	276.7	4.0	128.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1711.2
331 Skive Fjord	3747	1988	35.2	884.0	85.9	425.2	0.48	1884.5	295.8	4.0	148.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1884.5
332 Skive Fjord	3747	1989	35.2	884.0	67.9	329.0	0.37	1753.7	143.1	4.0	100.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1753.7
333 Skive Fjord	3747	1990	35.2	884.0	76.7	372.6	0.42	1281.1	101.1	4.0	138.0	17.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1281.1
334 Skive Fjord	3747	1991	35.2	884.0	76.7	346.3	0.39	1102.2	72.5	4.0	122.0	14.9	4.0	1.2	0.0	0.0	0.0	1104.4
335 Skive Fjord	3747	1992	35.2	884.0	76.7	411.6	0.47	1626.1	66.6	4.4	103.0	14.0	2.0	0.9	0.0	0.0	0.0	1627.0
336 Skive Fjord	3747	1993	35.2	884.0	79.8	317.8	0.36	1024.0	54.9	4.4	91.4	11.8	2.4	0.8	0.0	0.0	0.0	1024.8
337 Skive Fjord	3747	1994	35.2	884.0	81.0	403.6	0.46	1429.9	72.0	5.6	87.9	14.8	2.4	1.4	0.0	0.0	0.0	1431.4
338 Skive Fjord	3747	1995	35.2	884.0	79.7	384.8	0.44	1271.0	54.2	3.2	89.1	9.5	3.0	1.1	0.0	0.0	0.0	1272.1
339 Stavns Fjord	4012	1989	15.6	8.6	0.0	0.9	0.11	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9
340 Stavns Fjord	4012	1990	15.6	8.6	0.0	0.8	0.09	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.3
341 Stavns Fjord	4012	1991	15.6	8.6	0.0	0.7	0.08	6.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9
342 Stavns Fjord	4012	1992	15.6	8.6	0.0	0.6	0.07	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.2
343 Stavns Fjord	4012	1993	15.6	8.6	0.0	0.9	0.10	9.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.3
344 Stavns Fjord	4012	1994	15.6	8.6	0.0	1.4	0.17	12.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.4
345 Stavns Fjord	4012	1995	15.6	8.6	0.0	1.4	0.17	12.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.4
346 Bredningen	5411	1978	0.3	111.2	92.1	27.3	0.25	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	288.0
347 Bredningen	5411	1979	0.3	111.2	92.1	27.9	0.25	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	267.0
348 Bredningen	5411	1980	0.3	111.2	92.1	38.3	0.34	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	313.3
349 Bredningen	5411	1981	0.3	111.2	92.1	49.4	0.44	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	346.8
350 Bredningen	5411	1982	0.3	111.2	92.1	33.7	0.30	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	250.3
351 Bredningen	5411	1983	0.3	111.2	92.1	33.7	0.30	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	276.8
352 Bredningen	5411	1984	0.3	111.2	92.1	30.1	0.27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	260.2
353 Bredningen	5411	1985	0.3	111.2	92.1	35.3	0.32	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	290.0
354 Bredningen	5411	1986	0.3	111.2	92.1	24.9	0.22	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	198.3
355 Bredningen	5411	1987	0.3	111.2	92.1	30.4	0.27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	212.3
356 Bredningen	5411	1988	0.3	111.2	92.1	41.5	0.37	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	307.5
357 Bredningen	5411	1989	0.3	111.2	92.1	17.9	0.16	117.7	18.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	118.1
358 Bredningen	5411	1990	0.3	111.2	92.1	32.7	0.29	275.9	17.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	276.3
359 Bredningen	5411	1991	0.3	111.2	92.1	28.1	0.25	219.3	13.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	219.6
360 Bredningen	5411	1992	0.3	111.2	92.1	25.1	0.23	233.2	11.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	233.5
361 Bredningen	5411	1993	0.3	111.2	92.1	30.1	0.27	261.3	10.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	261.6
362 Bredningen	5411	1994	0.3	111.2	92.1	51.0	0.46	352.1	13.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	352.4
363 Bredningen	5411	1995	0.3	111.3	92.1	37.5	0.34	225.2	10.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	225.2
364 Kalundborg Fjord	6110	1986	79.0	65.1	0.0	7.2	0.11	79.1	5.8	1.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	44.9	0.0	124.0
365 Kalundborg Fjord	6110	1989	79.0	65.1	0.0	3.6	0.06	62.7	4.9	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	42.6	0.0	105.4
366 Kalundborg Fjord	6110	1990	79.0	65.1	0.0	6.8	0.10	142.0	5.2	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	32.1	0.0	174.1
367 Kalundborg Fjord	6110	1991	79.0	65.1	0.0	8.8	0.14	172.4	4.5	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	42.1	0.0	214.5
368 Kalundborg Fjord	6110	1992	79.0	65.1	0.0	10.1	0.16	175.4	5.7	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	35.9	0.0	211.4
369 Kalundborg Fjord	6110	1993	79.0	65.1	41.7	9.2	0.14	200.7	4.3	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	33.8	0.0	234.5
370 Kalundborg Fjord	6110	1994	79.0	65.1	0.0	17.7	0.27	236.2	7.7	1.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	36.5	0.0	272.7
371 Kalundborg Fjord	6110	1995	79.0	65.1	0.0	10.1	0.16	154.0	4.7	1.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	47.0	0.0	201.1
372 Korsør Nor	6141	1986	8.0	29.5	0.0	3.5	0.12	32.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.6	0.0	82.4
373 Korsør Nor	6141	1989	8.0	29.5	0.0	2.0	0.07	26.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	37.0	0.0	63.0
374 Korsør Nor	6141	1990	8.0	29.5	0.0	4.1	0.14	61.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	34.3	0.0	96.1
375 Korsør Nor	6141	1991	8.0	29.5	0.0	5.4	0.18	75.9	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	49.9	0.0	125.8
376 Korsør Nor	6141	1992	8.0	29.5	0.0	4.8	0.16	76.7	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	51.4	0.0	128.1
37																		

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total opland	Målt opland	Vand- tilfør.	Q- meter	.....	Total t. ferskv.	Total-N ton				Spildev. Total fjord							
										Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	m År <sup>-1</sup>	Heraf til ferskvand	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	Direkte
416 Nakkebølle Fjord	6512	1984	7.3	103.0	56.1	23.8	0.23	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	241.0
417 Nakkebølle Fjord	6512	1985	7.3	103.0	56.1	22.1	0.21	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	204.0
418 Nakkebølle Fjord	6512	1986	7.3	103.0	56.1	18.6	0.18	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	167.7
419 Nakkebølle Fjord	6512	1987	7.3	103.0	56.1	24.5	0.24	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	193.9
420 Nakkebølle Fjord	6512	1988	7.3	103.0	56.1	36.9	0.36	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	348.1
421 Nakkebølle Fjord	6512	1989	7.3	103.0	56.1	18.0	0.17	165.1	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	165.1
422 Nakkebølle Fjord	6512	1990	7.3	103.0	56.1	32.8	0.32	318.9	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	318.9
423 Nakkebølle Fjord	6512	1991	7.3	103.0	56.1	29.3	0.28	255.5	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	255.5
424 Nakkebølle Fjord	6512	1992	7.3	103.0	56.1	27.1	0.26	306.0	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	306.0
425 Nakkebølle Fjord	6512	1993	7.3	103.0	56.1	35.4	0.34	344.8	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	344.8
426 Nakkebølle Fjord	6512	1994	7.3	103.0	56.1	47.4	0.46	366.6	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	366.6
427 Nakkebølle Fjord	6512	1995	7.3	102.6	56.3	30.9	0.30	207.4	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	207.4
428 Holckenhavn Fjord	6722	1979	0.7	221.0	57.7	56.4	0.25	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	655.5
429 Holckenhavn Fjord	6722	1980	0.7	221.0	57.7	71.0	0.32	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	730.7
430 Holckenhavn Fjord	6722	1981	0.7	221.0	57.7	89.7	0.41	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	764.7
431 Holckenhavn Fjord	6722	1982	0.7	221.0	57.7	59.3	0.27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	540.5
432 Holckenhavn Fjord	6722	1983	0.7	221.0	57.7	58.8	0.27	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	579.1
433 Holckenhavn Fjord	6722	1984	0.7	221.0	57.7	56.0	0.25	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	634.1
434 Holckenhavn Fjord	6722	1985	0.7	221.0	57.7	48.0	0.22	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	477.3
435 Holckenhavn Fjord	6722	1986	0.7	221.0	57.7	37.6	0.17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	337.5
436 Holckenhavn Fjord	6722	1987	0.7	221.0	57.7	41.7	0.19	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	339.6
437 Holckenhavn Fjord	6722	1988	0.7	221.0	57.7	66.1	0.30	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	659.7
438 Holckenhavn Fjord	6722	1989	0.7	221.0	57.7	24.7	0.11	208.3	20.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	208.3
439 Holckenhavn Fjord	6722	1990	0.7	221.0	57.7	54.0	0.24	605.0	24.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	605.0
440 Holckenhavn Fjord	6722	1991	0.7	221.0	57.7	55.3	0.25	512.6	17.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	512.6
441 Holckenhavn Fjord	6722	1992	0.7	221.0	57.7	42.1	0.19	458.1	18.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	458.1
442 Holckenhavn Fjord	6722	1993	0.7	221.0	57.7	67.3	0.30	687.2	20.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	687.2
443 Holckenhavn Fjord	6722	1994	0.7	221.0	57.7	101.2	0.46	775.1	23.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	775.1
444 Holckenhavn Fjord	6722	1995	0.7	221.3	57.7	103.8	0.47	471.1	17.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	471.1

## Bilag 2.2

Nr Fjord	Fjord-boks	År	Fjord	Total	Målt	Vand-	Q-	Total-P ton år							
			areal	opland	opland	tiflør.	meter	.....	Heraf til ferskvand	.....	Spildev.	Total			
			Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	m år <sup>-1</sup>	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	direkte	fjord	
1 Limfjorden	37	1984	1487.0	7452.1	53.4	3298.4	0.44	.	187.0	32.0	58.0	18.0	0.0	560.0	1245.9
2 Limfjorden	37	1985	1487.0	7452.1	53.4	3110.4	0.42	.	216.0	32.0	62.0	18.0	0.0	650.0	1472.9
3 Limfjorden	37	1986	1487.0	7452.1	53.4	3054.4	0.41	.	155.0	32.0	62.0	18.0	0.0	465.0	1142.3
4 Limfjorden	37	1987	1487.0	7452.1	53.4	3199.1	0.43	.	177.0	32.0	57.0	18.0	0.0	532.0	1205.1
5 Limfjorden	37	1988	1487.0	7452.1	53.4	3723.4	0.50	.	170.0	32.0	57.0	18.0	0.0	502.0	1201.0
6 Limfjorden	37	1989	1487.0	7452.1	46.8	2467.6	0.33	.	80.0	32.0	44.0	18.0	0.0	245.0	613.0
7 Limfjorden	37	1990	1487.0	7452.1	46.8	2867.1	0.38	.	40.0	32.0	39.0	18.0	0.0	115.0	495.0
8 Limfjorden	37	1991	1487.0	7452.1	46.8	2444.1	0.33	.	25.0	32.0	35.0	18.0	0.0	78.0	370.0
9 Limfjorden	37	1992	1487.0	7452.1	46.8	2538.1	0.34	.	24.0	32.0	29.0	18.0	0.0	70.0	375.0
10 Limfjorden	37	1993	1487.0	7452.1	46.8	2326.6	0.31	.	25.0	32.0	23.0	18.0	0.0	67.0	373.0
11 Limfjorden	37	1994	1487.0	7452.1	46.8	3407.6	0.46	.	30.0	32.0	22.0	18.0	0.0	92.0	565.0
12 Limfjorden	37	1995	1487.0	7594.0	52.1	3027.3	0.40	353.6	26.2	32.3	21.4	17.6	0.9	70.7	424.3
13 Århus Bugt	44	1978	315.0	657.0	63.5	182.6	0.28	163.7	151.1	4.4	0.9	7.8	0.0	222.3	386.0
14 Århus Bugt	44	1979	315.0	657.0	63.5	201.9	0.31	182.5	151.1	4.4	0.9	7.8	0.0	222.3	404.8
15 Århus Bugt	44	1980	315.0	657.0	63.5	258.7	0.39	164.0	151.1	4.4	0.9	7.8	0.0	222.3	386.3
16 Århus Bugt	44	1981	315.0	657.0	63.5	270.3	0.41	176.8	151.1	4.4	0.9	7.8	0.0	222.3	399.1
17 Århus Bugt	44	1982	315.0	657.0	63.5	197.4	0.30	204.6	151.6	4.4	0.9	7.8	0.0	222.3	426.9
18 Århus Bugt	44	1986	315.0	657.0	63.5	165.6	0.25	167.6	156.8	4.4	1.3	7.8	0.0	248.4	416.0
19 Århus Bugt	44	1987	315.0	657.0	63.5	226.8	0.35	195.1	135.8	4.4	1.2	7.8	0.0	220.8	415.9
20 Århus Bugt	44	1988	315.0	657.0	63.5	225.5	0.34	147.9	156.2	4.4	1.5	7.8	0.0	217.2	365.1
21 Århus Bugt	44	1989	315.0	657.0	63.5	107.2	0.16	80.2	90.7	4.4	0.8	6.1	0.1	187.8	268.0
22 Århus Bugt	44	1990	315.0	657.0	63.5	173.0	0.26	66.9	46.6	4.4	0.3	8.4	0.0	66.4	133.3
23 Århus Bugt	44	1991	315.0	657.0	63.5	153.5	0.23	48.2	17.4	4.4	0.3	6.3	0.0	27.0	75.2
24 Århus Bugt	44	1992	315.0	657.0	63.5	176.0	0.27	34.5	14.6	4.4	0.4	7.4	0.0	25.1	59.6
25 Århus Bugt	44	1993	315.0	657.0	63.5	209.1	0.32	37.2	14.4	4.4	0.4	8.4	0.0	23.2	60.4
26 Århus Bugt	44	1994	315.0	657.0	63.5	301.5	0.46	50.7	8.7	4.4	0.2	8.9	0.0	39.1	89.8
27 Århus Bugt	44	1995	315.0	657.0	63.5	206.6	0.31	34.7	8.2	4.4	0.1	7.0	0.0	27.9	62.6
28 Ebeltoft Vig	45	1989	84.4	60.0	0.0	10.3	0.17	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.6	2.7
29 Ebeltoft Vig	45	1990	84.4	60.0	0.0	11.9	0.20	1.5	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.7	3.2
30 Ebeltoft Vig	45	1991	84.4	60.0	0.0	11.2	0.19	1.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.4	2.5
31 Ebeltoft Vig	45	1992	84.4	60.0	0.0	9.9	0.16	0.9	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.8	1.6
32 Ebeltoft Vig	45	1993	84.4	60.0	0.0	12.1	0.20	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.8	1.9
33 Ebeltoft Vig	45	1994	84.4	60.0	0.0	17.5	0.29	1.9	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.9	2.7
34 Ebeltoft Vig	45	1995	84.4	60.0	0.0	13.5	0.23	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.9	2.0
35 Flensborg Fjord	57	1989	131.5	214.1	9.9	42.1	0.20	15.9	7.1	3.1	0.0	0.1	0.0	10.7	26.6
36 Flensborg Fjord	57	1990	131.5	214.1	9.9	70.1	0.33	20.2	4.7	3.1	0.0	0.2	0.0	10.9	31.2
37 Flensborg Fjord	57	1991	131.5	214.1	9.9	52.9	0.25	14.6	3.3	3.1	0.0	0.1	0.0	10.7	25.3
38 Flensborg Fjord	57	1992	131.5	214.1	9.9	59.4	0.28	13.1	4.1	3.1	0.0	0.1	0.0	11.7	24.8
39 Flensborg Fjord	57	1993	131.5	214.1	9.9	69.8	0.33	19.4	3.8	3.1	0.0	0.2	0.0	5.8	25.2
40 Flensborg Fjord	57	1994	131.5	214.1	9.9	93.4	0.44	24.5	2.7	3.1	0.0	0.2	0.0	4.9	29.4
41 Flensborg Fjord	57	1995	131.5	207.0	10.2	67.7	0.33	19.5	2.9	3.3	0.0	0.0	0.0	5.7	25.2
42 Det Sydfynske Øhav	65	1984	389.2	436.0	20.8	117.7	0.27	.	.	.	.	.	.	.	93.9
43 Det Sydfynske Øhav	65	1985	389.2	436.0	20.8	115.3	0.26	.	.	.	.	.	.	100.9	
44 Det Sydfynske Øhav	65	1986	389.2	436.0	20.8	97.0	0.22	.	.	.	.	.	.	89.6	
45 Det Sydfynske Øhav	65	1987	389.2	436.0	20.8	118.7	0.27	.	.	.	.	.	.	77.2	
46 Det Sydfynske Øhav	65	1988	389.2	436.0	20.8	167.7	0.38	.	.	.	.	.	.	108.2	
47 Det Sydfynske Øhav	65	1989	389.2	436.0	20.8	81.1	0.19	16.4	2.9	6.0	0.0	0.9	0.0	63.8	80.2
48 Det Sydfynske Øhav	65	1990	389.2	436.0	20.8	147.2	0.34	24.9	3.0	6.0	0.0	1.4	0.0	57.0	81.9
49 Det Sydfynske Øhav	65	1991	389.2	436.0	20.8	124.9	0.29	21.2	2.3	6.0	0.0	1.1	0.0	9.7	30.9
50 Det Sydfynske Øhav	65	1992	389.2	436.0	20.8	113.4	0.26	16.6	1.1	6.0	0.0	1.1	0.0	6.4	22.9
51 Det Sydfynske Øhav	65	1993	389.2	436.0	20.8	146.2	0.34	21.8	0.3	6.0	0.0	1.4	0.0	7.1	28.8
52 Det Sydfynske Øhav	65	1994	389.2	436.0	20.8	197.1	0.45	28.7	0.3	6.4	0.0	2.0	0.0	5.8	34.5
53 Det Sydfynske Øhav	65	1995	389.2	435.7	20.9	135.1	0.31	20.1	1.6	6.0	0.0	0.9	0.0	5.8	25.9
54 Nissum Fjord	124	1983	75.0	1665.8	81.1	850.3	0.51	.	.	.	.	.	.	.	178.5
55 Nissum Fjord	124	1984	75.0	1665.8	81.1	781.7	0.47	.	.	.	.	.	.	.	168.0
56 Nissum Fjord	124	1988	75.0	1665.8	81.1	908.9	0.55	.	.	.	.	.	.	.	111.2
57 Nissum Fjord	124	1989	75.0	1665.8	81.1	671.2	0.40	84.8	31.1	7.0	19.0	6.1	0.0	0.0	84.8
58 Nissum Fjord	124	1990	75.0	1665.8	81.1	821.4	0.49	79.5	15.2	7.0	15.5	5.0	0.0	0.0	79.5
59 Nissum Fjord	124	1991	75.0	1665.8	81.8	684.4	0.41	72.7	13.6	7.0	12.4	5.7	0.0	0.0	72.7
60 Nissum Fjord	124	1992	75.0	1665.8	81.8	711.8	0.43	59.9	14.0	7.4	10.8	11.6	0.0	0.0	59.9
61 Nissum Fjord	124	1993	75.0	1665.8	81.8	660.7	0.40	88.9	12.7	10.2	9.7	15.8	0.0	0.1	89.0
62 Nissum Fjord	124	1994	75.0	1665.8	81.8	878.0	0.53	117.3	14.2	6.7	9.0	16.8	0.0	0.7	118.0
63 Nissum Fjord	124	1995	75.0	1665.8	81.8	779.9	0.47	60.6	11.1	5.3	7.2	5.4	0.0	0.1	60.7
64 Ringkøbing Fjord	132	1986	388.0	3442.0	78.5	1661.2	0.48	.	.	.	.	.	.	.	224.6
65 Ringkøbing Fjord	132	1989	388.0	3442.0	92.9	1389.0	0.40	189.1	40.8	11.0	66.8	8.6	0.0	0.0	189.1
66 Ringkøbing Fjord	132	1990	388.0	3442.0	86.2	1648.4	0.48	170.0	37.2	11.0	63.1	8.4	0.0	0.0	170.0
67 Ringkøbing Fjord	132	1991	388.0	3442.0	85.7	1450.1	0.42	129.6	23.5	11.0	48.3	7.8	0.0	0.0	129.6
68 Ringkøbing Fjord	132	1992	388.0	3442.0	85.7	1636.3	0.48	128.0	13.6	11.0	40.4	10.3	2.8	0.0	128.0
69 Ringkøbing Fjord	132	1993	388.0	3442.0	85.7	1516.6	0.44	112.3	9.4	9.1	31.3	6.4	2.8	5.8	118.2
71 Ringkøbing Fjord	132	1995	388.0	3442.0	69.8	1853.6	0.54	146.6	12.0	6.3	30.3	5.3	1.7	8.1	154.7
72 Grådyb Tidenvandszone	161														

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total oplund	Målt oplund	Vand- tilfør. 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	Q- meter m År <sup>-1</sup>	Total-P ton År									
								.....	.....	Heraf til ferskvand ferskv.	.....	Rens. forskv.	Spredt anlæg	Dambr.	Regnv.	Indus.	Spildev.
101 Randers Fjord	353	1978	21.6	3256.0	87.3	1078.6	0.33	211.4	.	.	.	.	.	.	108.2	319.5	
102 Randers Fjord	353	1979	21.6	3256.0	87.3	1129.8	0.35	233.7	.	.	.	.	.	.	108.2	341.8	
103 Randers Fjord	353	1980	21.6	3256.0	87.3	1419.6	0.44	302.6	.	.	.	.	.	.	108.2	410.8	
104 Randers Fjord	353	1981	21.6	3256.0	87.3	1567.1	0.48	332.0	.	.	.	.	.	.	97.5	429.4	
105 Randers Fjord	353	1982	21.6	3256.0	87.3	1206.4	0.37	357.7	.	.	.	.	.	.	95.3	453.1	
106 Randers Fjord	353	1983	21.6	3256.0	87.3	1287.1	0.40	256.0	.	.	.	.	.	.	96.8	352.8	
107 Randers Fjord	353	1984	21.6	3256.0	87.3	1263.1	0.39	273.3	.	.	.	.	.	.	95.3	368.6	
108 Randers Fjord	353	1985	21.6	3256.0	87.3	1254.1	0.39	284.0	220.7	15.7	25.7	11.7	3.4	99.2	383.2		
109 Randers Fjord	353	1986	21.6	3256.0	87.3	1114.9	0.34	227.7	.	.	.	.	.	.	98.3	326.2	
110 Randers Fjord	353	1987	21.6	3256.0	87.3	1185.1	0.36	252.1	.	.	.	.	.	.	91.6	343.7	
111 Randers Fjord	353	1988	21.6	3256.0	87.3	1352.2	0.42	251.2	.	.	.	.	.	.	86.3	337.5	
112 Randers Fjord	353	1989	21.6	3256.0	90.3	913.3	0.29	183.0	144.3	15.7	25.2	9.2	1.1	67.1	250.1		
113 Randers Fjord	353	1990	21.6	3256.0	90.3	1125.2	0.35	176.6	111.7	15.7	15.5	12.6	0.1	66.0	242.6		
115 Randers Fjord	353	1992	21.6	3256.0	90.3	1007.6	0.31	142.3	79.2	15.7	14.5	9.4	0.1	46.1	188.4		
116 Randers Fjord	353	1993	21.6	3256.0	90.3	1035.2	0.32	122.4	37.8	15.7	7.8	11.2	0.1	17.5	139.9		
117 Randers Fjord	353	1994	21.6	3256.0	90.3	1078.4	0.33	112.9	32.6	15.7	7.9	12.7	0.1	8.0	120.9		
118 Randers Fjord	353	1995	21.6	3256.0	90.3	1316.8	0.40	143.4	38.2	16.0	6.6	14.3	0.5	10.0	186.2		
120 Mariager Fjord	361	1973	47.7	572.0	41.8	115.5	0.20	34.4	12.3	1.2	7.0	0.6	0.1	8.6	152.0		
121 Mariager Fjord	361	1978	47.7	572.0	38.9	129.7	0.23	31.5	7.8	2.2	13.1	0.6	0.0	45.0	79.4		
122 Mariager Fjord	361	1979	47.7	572.0	38.9	136.3	0.24	44.2	7.8	2.2	13.1	0.6	0.0	32.4	63.9		
123 Mariager Fjord	361	1980	47.7	572.0	38.8	128.2	0.22	50.6	7.8	2.2	16.8	0.6	0.0	32.4	76.6		
124 Mariager Fjord	361	1984	47.7	572.2	49.0	189.1	0.33	38.9	2.5	2.2	11.9	0.6	0.0	32.4	83.0		
125 Mariager Fjord	361	1985	47.7	572.0	65.8	184.3	0.32	44.5	2.5	2.2	9.9	0.6	0.0	28.2	67.1		
126 Mariager Fjord	361	1986	47.7	572.0	65.8	178.3	0.31	35.8	1.5	2.2	8.8	0.5	0.0	27.7	72.2		
127 Mariager Fjord	361	1987	47.7	572.2	49.0	182.0	0.32	31.3	1.5	2.2	8.3	0.6	0.0	18.4	54.1		
128 Mariager Fjord	361	1988	47.7	572.0	65.8	192.7	0.34	27.4	1.3	2.4	8.3	0.7	0.0	15.5	46.8		
129 Mariager Fjord	361	1990	47.7	572.0	65.8	151.3	0.26	21.3	1.0	2.1	8.3	0.5	0.0	13.2	40.6		
130 Mariager Fjord	361	1991	47.7	572.0	65.8	151.9	0.27	19.9	1.3	2.0	5.1	0.6	0.0	11.6	32.9		
131 Mariager Fjord	361	1992	47.7	572.0	65.8	143.9	0.25	17.1	0.9	1.9	5.1	0.5	0.0	7.7	27.7		
132 Mariager Fjord	361	1993	47.7	572.0	65.8	140.0	0.24	14.5	0.3	1.9	4.2	0.5	0.0	6.6	23.7		
133 Mariager Fjord	361	1994	47.7	572.0	65.8	147.3	0.26	16.0	0.5	1.8	3.0	0.6	0.0	6.5	20.9		
134 Mariager Fjord	361	1995	47.7	572.2	65.8	198.7	0.35	21.7	0.4	1.8	3.2	0.9	0.0	7.6	36.4		
136 Odense Fjord	423	1980	60.3	1057.0	73.8	383.3	0.36	.	226.0	15.0	0.0	12.0	0.0	0.0	6.6	28.3	
137 Odense Fjord	423	1981	60.3	1057.0	73.8	484.4	0.46	.	221.0	15.0	0.0	13.0	0.0	0.0	6.1	301.6	
138 Odense Fjord	423	1982	60.3	1057.0	73.8	344.2	0.33	.	245.0	15.0	0.0	11.0	0.0	0.0	6.7	313.1	
139 Odense Fjord	423	1983	60.3	1057.0	73.8	341.8	0.32	.	237.0	15.0	0.0	10.0	0.0	0.0	6.5	301.6	
140 Odense Fjord	423	1984	60.3	1057.0	73.8	307.2	0.29	.	242.0	15.0	0.0	11.0	0.0	0.0	6.4	312.3	
141 Odense Fjord	423	1985	60.3	1057.0	73.8	307.5	0.29	.	245.0	15.0	0.0	11.0	0.0	0.0	6.3	282.9	
142 Odense Fjord	423	1987	60.3	1057.0	73.8	224.4	0.21	.	226.0	15.0	0.0	9.0	0.0	0.0	6.5	297.5	
143 Odense Fjord	423	1988	60.3	1057.0	73.8	254.4	0.24	.	184.0	15.0	0.0	10.0	0.0	0.0	5.6	257.1	
144 Odense Fjord	423	1989	60.3	1057.0	73.8	399.1	0.38	.	222.0	15.0	0.0	12.0	0.0	0.0	5.6	235.0	
145 Odense Fjord	423	1990	60.3	1057.0	73.8	203.8	0.19	178.3	147.8	15.0	0.0	12.0	0.0	0.0	4.5	298.3	
146 Odense Fjord	423	1991	60.3	1057.0	73.8	320.7	0.33	109.4	60.6	15.0	0.0	11.9	0.0	0.0	4.9	183.3	
147 Odense Fjord	423	1992	60.3	1057.0	73.8	292.6	0.28	79.6	39.2	15.0	0.0	9.7	0.0	0.0	2.4	82.0	
148 Odense Fjord	423	1993	60.3	1057.0	73.8	267.2	0.25	60.5	26.2	15.0	0.0	9.6	0.0	0.0	2.6	63.0	
149 Odense Fjord	423	1994	60.3	1057.0	73.8	332.3	0.31	63.9	15.9	15.0	0.0	11.8	0.0	0.0	1.7	65.6	
150 Odense Fjord	423	1995	60.3	1060.6	73.6	368.2	0.35	65.2	14.3	15.0	0.0	9.4	0.0	0.0	1.3	83.0	
151 Horsens Fjord	433	1989	46.0	516.0	56.3	105.2	0.20	21.7	11.9	4.4	0.7	2.2	0.0	0.0	1.2	66.4	
152 Horsens Fjord	433	1990	46.0	516.0	56.3	171.6	0.33	27.1	5.6	4.4	0.5	3.3	0.0	0.0	25.8	47.5	
153 Horsens Fjord	433	1991	46.0	516.0	56.3	138.8	0.27	26.4	3.3	4.4	0.8	2.8	0.0	0.0	24.7	51.2	
155 Horsens Fjord	433	1992	46.0	516.0	56.3	142.3	0.28	19.9	3.1	4.4	0.7	3.7	0.0	0.0	24.0	43.9	
157 Horsens Fjord	433	1994	46.0	516.0	56.3	246.4	0.48	45.5	1.9	4.4	0.4	3.6	0.0	0.0	8.1	39.0	
158 Norsminde Fjord	436	1989	1.9	101.0	85.1	185.8	0.36	21.9	1.5	5.2	0.3	2.9	0.0	0.0	8.0	29.9	
159 Norsminde Fjord	436	1990	1.9	101.0	85.1	184.4	0.18	3.4	1.2	0.9	0.0	0.2	0.0	0.0	3.6	7.0	
161 Norsminde Fjord	436	1991	1.9	101.0	85.1	28.6	0.28	5.5	0.7	0.9	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	4.7	
162 Norsminde Fjord	436	1992	1.9	101.0	85.1	24.9	0.25	4.5	2.1	0.9	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	5.8	
163 Norsminde Fjord	436	1993	1.9	101.0	85.1	34.2	0.34	5.1	0.5	0.9	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	2.5	
164 Norsminde Fjord	436	1994	1.9	101.0	85.1	42.2	0.42	7.4	0.1	0.9	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	5.3	
165 Vejle Fjord	513	1989	62.0	729.0	62.2	254.2	0.35	127.3	94.2	8.5	15.4	3.5	0.4	6.9	134.2		
167 Vejle Fjord	513	1991	62.0	729.0	62.2	322.1	0.44	120.2	75.0	8.5	12.1	5.5	0.5	6.8	127.0		
168 Vejle Fjord	513	1992	62.0	729.0	62.2	307.4	0.42	113.7	75.0	8.5	10.7	4.0	0.1	3.7	117.4		
170 Vejle Fjord	513	1993	62.0	729.0	62.2	261.2	0.36	112.4	76.0	8.5	8.8	4.7	0.0	4.6	117.0		
171 Vejle Fjord	513	1994	62.0	729.0	62.2	371.9	0.51	94.3	24.7	8.5	7.6	6.1	0.4	4.3	76.1		
172 Gamborg Fjord	524	1984	10.4	53.0	54.9	14.4	0.27	.	.	.	.	.	.	.	.	6.1	
174 Gamborg Fjord	524	1985	10.4	53.0	54.9	7.4	0.14	.	.	.	.	.	.	.	.	9.8	
175 Gamborg Fjord	524	1986	10.4	53.0	54.9	13.0	0.25	.	.	.	.	.	.	.	.	5.5	
176 Gamborg Fjord	524	1987	10.4	53.0	54.												

## Total-P ton År

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total oplund	Målt oplund	Vand- tilfør.	Q- meter	Total t. ferskv.	Heraf til ferskvand		Rens. ferskv.	Spildev. anlæg	Total dambr. bebyg.		
									Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	m År <sup>-1</sup>		
210 Aabenraa Fjord	582	1989	31.2	82.2	0.0	24.5	0.30	2.2	0.1	0.7	0.1	0.4	0.0	29.4	31.6
211 Aabenraa Fjord	582	1990	31.2	82.2	0.0	37.1	0.45	5.8	0.1	0.7	0.1	0.7	0.0	22.7	28.5
212 Aabenraa Fjord	582	1991	31.2	82.2	0.0	31.6	0.38	4.0	0.1	0.7	0.1	0.5	0.0	12.6	16.6
213 Aabenraa Fjord	582	1992	31.2	82.2	0.0	34.0	0.41	3.2	0.1	0.7	0.0	0.6	0.0	13.2	16.4
214 Aabenraa Fjord	582	1993	31.2	82.2	0.0	36.6	0.45	6.6	0.1	0.7	0.1	0.6	0.0	10.3	16.9
215 Aabenraa Fjord	582	1994	31.2	82.2	0.0	51.6	0.63	7.5	0.1	0.7	0.0	0.7	0.0	11.0	18.5
216 Aabenraa Fjord	582	1995	31.2	80.7	0.0	34.9	0.43	5.1	0.1	0.7	0.0	0.5	0.0	7.4	12.5
217 Gennar Fjord	584	1989	4.5	39.0	34.4	7.7	0.20	2.2	1.0	0.3	0.0	0.4	0.0	0.0	2.2
218 Gennar Fjord	584	1990	4.5	39.0	34.4	11.8	0.30	3.6	1.0	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	3.6
219 Gennar Fjord	584	1991	4.5	39.0	34.4	8.9	0.23	2.9	0.9	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	2.9
220 Gennar Fjord	584	1992	4.5	39.0	34.4	9.9	0.25	2.6	0.8	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	2.6
221 Gennar Fjord	584	1993	4.5	39.0	34.4	12.7	0.33	4.2	0.8	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	4.2
222 Gennar Fjord	584	1994	4.5	39.0	34.4	17.5	0.45	4.4	0.6	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	4.4
223 Gennar Fjord	584	1995	4.5	39.0	34.3	12.4	0.32	3.3	0.4	0.3	0.0	0.8	0.0	0.0	3.3
224 Augustenborg Fjord	592	1989	13.7	94.7	12.9	14.1	0.15	7.3	2.9	0.7	0.0	1.6	0.0	0.5	7.8
225 Augustenborg Fjord	592	1990	13.7	94.7	12.9	23.8	0.25	10.5	2.2	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	11.1
226 Augustenborg Fjord	592	1991	13.7	94.7	12.9	17.0	0.18	7.3	1.8	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	7.9
227 Augustenborg Fjord	592	1992	13.7	94.7	12.9	19.0	0.20	6.5	2.0	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	7.1
228 Augustenborg Fjord	592	1993	13.7	94.7	12.9	23.9	0.25	9.9	1.7	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	10.6
229 Augustenborg Fjord	592	1994	13.7	94.7	12.9	33.3	0.35	11.0	0.8	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	11.7
230 Augustenborg Fjord	592	1995	13.7	94.7	12.9	26.1	0.28	8.4	0.7	0.7	0.0	1.7	0.0	0.6	9.0
231 Guldborgsund	625	1989	81.7	436.8	33.2	53.9	0.12	70.3	51.3	2.7	0.0	1.3	0.0	4.8	75.1
232 Guldborgsund	625	1990	81.7	436.8	38.9	87.5	0.20	40.9	29.9	2.7	0.0	1.3	0.0	6.5	47.4
233 Guldborgsund	625	1991	81.7	436.8	38.9	96.8	0.22	38.7	24.9	2.7	0.0	1.3	0.0	4.6	43.3
234 Guldborgsund	625	1992	81.7	436.8	38.9	74.7	0.17	27.8	19.0	2.7	0.0	1.3	0.0	3.6	32.7
235 Guldborgsund	625	1993	81.7	436.8	33.2	152.4	0.35	47.9	24.0	2.7	0.0	1.3	0.0	6.2	54.1
236 Guldborgsund	625	1994	81.7	436.8	33.2	200.8	0.46	45.0	9.5	1.8	0.0	1.3	0.0	3.8	48.8
237 Guldborgsund	625	1995	81.7	436.8	33.2	100.4	0.23	29.6	10.7	2.8	0.0	1.5	0.0	4.2	33.8
238 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1989	8.3	36.1	0.0	4.7	0.13	8.5	8.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	8.5
239 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1990	8.3	36.1	0.0	9.4	0.26	1.2	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.2
240 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1991	8.3	36.1	0.0	9.5	0.26	1.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.2
241 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1992	8.3	36.1	0.0	7.8	0.22	0.9	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.9
242 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1993	8.3	36.1	0.0	11.4	0.32	1.4	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.4
243 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1994	8.3	36.1	0.0	15.6	0.43	1.8	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	1.8
244 Kerteminde Fjord/Krt.Nor	675	1995	8.3	36.1	0.0	11.5	0.32	1.1	0.1	0.8	0.0	0.2	0.0	0.0	1.1
245 Stege Bugt	932	1989	42.0	31.6	0.0	7.9	0.25	2.4	1.5	0.3	0.0	0.2	0.2	6.4	8.8
246 Stege Bugt	932	1990	42.0	31.6	0.0	9.7	0.31	1.9	1.5	0.3	0.0	0.2	0.2	1.7	3.6
247 Stege Bugt	932	1991	42.0	31.6	0.0	13.7	0.43	1.9	1.5	0.3	0.0	0.2	0.2	0.8	2.7
248 Stege Bugt	932	1992	42.0	31.6	0.0	19.1	0.61	1.9	1.5	0.3	0.0	0.2	0.2	1.3	3.1
249 Stege Bugt	932	1993	42.0	31.6	0.0	19.1	0.61	1.3	0.9	0.3	0.0	0.2	0.2	0.9	2.2
250 Stege Bugt	932	1994	42.0	31.6	0.0	23.2	0.73	1.0	0.7	0.2	0.0	0.2	0.2	1.0	2.0
251 Stege Bugt	932	1995	42.0	31.6	0.0	11.8	0.37	1.3	1.1	0.3	0.0	0.2	0.2	0.9	2.2
252 Præste Fjord	935	1989	21.8	148.0	60.0	23.0	0.16	8.2	5.0	1.4	0.0	0.3	0.0	4.0	12.2
253 Præste Fjord	935	1990	21.8	148.0	60.0	33.1	0.22	8.0	4.8	1.4	0.0	0.3	0.0	3.0	11.0
254 Præste Fjord	935	1991	21.8	148.0	60.0	48.8	0.33	10.6	5.3	1.4	0.0	0.3	0.0	2.6	13.2
255 Præste Fjord	935	1992	21.8	148.0	60.0	29.5	0.20	4.6	4.5	1.4	0.0	0.3	0.0	3.6	8.3
256 Præste Fjord	935	1993	21.8	148.0	60.0	52.4	0.35	10.2	3.4	1.4	0.0	0.3	0.0	1.5	11.7
257 Præste Fjord	935	1994	21.8	148.0	60.0	69.0	0.47	11.9	2.2	0.9	0.0	0.3	0.0	0.8	12.7
258 Præste Fjord	935	1995	21.8	148.0	60.0	38.7	0.26	5.6	2.7	0.9	0.0	0.3	0.0	0.9	6.5
259 Lammefjord	3216	1986	20.0	296.3	34.0	49.4	0.17	38.0	26.4	4.1	0.0	1.1	0.4	0.0	38.1
260 Lammefjord	3216	1989	20.0	296.3	34.0	35.8	0.12	31.1	44.4	4.1	0.0	1.1	0.9	0.2	31.3
261 Lammefjord	3216	1990	20.0	296.3	34.0	55.9	0.19	26.6	21.4	4.1	0.0	1.1	0.9	0.2	26.8
262 Lammefjord	3216	1991	20.0	296.3	21.0	68.0	0.23	20.1	9.7	4.1	0.0	1.1	0.9	0.2	17.9
263 Lammefjord	3216	1992	20.0	296.3	21.0	63.6	0.21	19.9	7.6	4.1	0.0	1.1	2.3	0.2	20.2
265 Lammefjord	3216	1994	20.0	296.3	67.0	101.6	0.34	20.3	7.2	4.1	0.0	1.1	0.4	0.1	20.4
266 Lammefjord	3216	1995	20.0	296.3	58.6	70.2	0.24	12.9	4.2	3.5	0.0	0.7	0.3	0.2	13.1
267 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1985	72.0	735.3	76.0	181.7	0.25	177.8	141.9	3.4	0.0	4.6	0.0	35.9	216.0
268 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1989	72.0	735.3	72.0	100.5	0.14	93.6	118.1	3.3	0.0	4.6	0.0	20.0	113.6
269 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1990	72.0	735.3	72.0	126.0	0.17	87.2	97.1	3.3	0.0	4.6	0.0	16.6	103.8
270 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1991	72.0	735.3	72.0	168.3	0.23	81.4	59.3	3.3	0.0	4.6	0.0	14.5	95.9
272 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1993	72.0	735.3	72.0	139.5	0.19	41.3	24.2	3.3	0.0	5.4	0.0	11.1	52.4
273 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1994	72.0	735.3	72.0	215.5	0.29	64.6	29.0	2.3	0.0	5.8	0.0	11.1	75.7
274 Roskilde Fjord (21-23)	3221	1995	72.0	734.7	72.0	154.1	0.21	47.0	20.3	2.3	0.0	5.8	0.0	8.0	55.0
275 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1985	51.0	454.7	66.9	135.2	0.30	64.6	42.4	4.4	0.0	2.0	0.0	52.7	117.3
276 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1989	51.0	440.7	60.3	32.4	0.07	34.5	37.9	2.9	0.0	1.6	0.0	56.2	90.7
277 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1990	51.0	440.7	60.3	56.1	0.13	30.5	29.7	2.9	0.0	2.0	0.0	50.5	81.0
279 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1992	51.0	438.6	62.7	67.6	0.15	28.1	16.9	2.9	0.0	2.0	0.0	45.5	73.6
280 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1993	51.0	438.6	63.3	53.7	0.12	17.3	15.2	2.9	0.0	1.6	0.0	35.3	52.6
281 Roskilde Fjord (24-27)	3224	1994	51.0	440.7	63.0	127.2	0.29	23.9	8.6	2.9	0.0	1.8	0.0</td		

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord areal	Total oplund	Målt oplund	Vand- tilfør. 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	Q- meter m År <sup>-1</sup>	Total-P ton år							
								.....	Heraf til ferskvand ferskv.	Rens. anlæg	Spredt Dambr.	Regnv. Indus.	Direkte bebyg.	Spildev.	Total fjord
315 Lovns Bredning	3743	1984	67.3	277.0	67.9	113.1	0.41	19.7	3.0	0.6	4.0	0.3	0.0	0.0	19.7
316 Lovns Bredning	3743	1985	67.3	277.0	67.9	108.3	0.39	20.0	3.1	0.6	3.0	0.3	0.0	0.0	20.0
317 Lovns Bredning	3743	1986	67.3	277.0	67.9	103.4	0.37	18.2	4.4	0.6	4.2	0.3	0.0	0.0	18.2
318 Lovns Bredning	3743	1987	67.3	277.0	67.9	104.4	0.38	25.4	5.6	0.6	4.2	0.3	0.0	0.0	25.4
319 Lovns Bredning	3743	1988	67.3	277.0	67.9	127.6	0.46	22.9	7.9	0.6	2.4	0.3	0.0	0.0	22.9
320 Lovns Bredning	3743	1989	67.3	277.0	41.6	100.5	0.36	10.0	4.4	0.6	2.0	0.3	0.0	0.0	10.0
321 Lovns Bredning	3743	1990	67.3	277.0	41.6	95.5	0.34	11.1	1.6	0.6	0.6	0.3	0.0	0.0	11.1
322 Lovns Bredning	3743	1991	67.3	277.0	41.6	87.5	0.32	11.1	0.8	0.6	1.4	0.4	0.0	0.0	11.6
323 Lovns Bredning	3743	1992	67.3	277.0	41.6	84.1	0.30	10.1	0.8	0.6	1.2	0.2	0.0	0.0	10.5
324 Lovns Bredning	3743	1993	67.3	277.0	41.6	112.3	0.41	10.5	0.7	0.6	1.0	0.3	0.0	0.0	10.8
325 Lovns Bredning	3743	1994	67.3	277.0	41.6	110.4	0.40	15.7	0.6	0.6	1.0	0.3	0.0	0.0	15.8
326 Lovns Bredning	3743	1995	67.3	277.0	41.6	104.0	0.38	12.5	0.8	0.6	0.8	0.3	0.0	0.0	12.6
327 Skive Fjord	3747	1984	35.2	884.0	85.9	396.2	0.45	147.9	97.0	1.4	35.0	4.0	0.1	0.0	147.9
328 Skive Fjord	3747	1985	35.2	884.0	85.9	376.9	0.43	125.6	45.0	1.4	20.6	4.0	0.1	0.0	91.6
329 Skive Fjord	3747	1986	35.2	884.0	85.9	388.9	0.44	91.6	54.1	1.4	20.7	4.0	0.1	0.0	145.3
331 Skive Fjord	3747	1987	35.2	884.0	85.9	375.6	0.42	145.3	102.3	1.4	16.5	4.0	0.1	0.0	159.0
332 Skive Fjord	3747	1988	35.2	884.0	85.9	425.2	0.48	159.0	106.6	1.4	19.2	4.0	0.1	0.0	61.5
333 Skive Fjord	3747	1989	35.2	884.0	67.9	329.0	0.37	61.5	28.2	1.4	13.1	4.0	0.1	0.0	49.8
334 Skive Fjord	3747	1990	35.2	884.0	76.7	372.6	0.42	49.8	9.2	1.4	13.7	4.4	0.1	0.0	42.9
335 Skive Fjord	3747	1991	35.2	884.0	76.7	346.3	0.39	42.5	6.6	1.4	11.7	3.9	0.1	0.0	48.1
336 Skive Fjord	3747	1992	35.2	884.0	76.7	411.6	0.47	47.9	6.1	1.4	9.5	2.5	0.1	0.2	38.5
337 Skive Fjord	3747	1993	35.2	884.0	79.8	317.8	0.36	38.2	4.8	1.4	7.9	3.0	0.1	0.2	53.3
338 Skive Fjord	3747	1994	35.2	884.0	81.0	403.6	0.46	53.0	7.2	1.5	7.6	3.8	0.1	0.4	44.4
340 Stavns Fjord	4012	1988	15.6	8.6	0.0	0.9	0.11	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2
341 Stavns Fjord	4012	1990	15.6	8.6	0.0	0.8	0.09	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2
342 Stavns Fjord	4012	1991	15.6	8.6	0.0	0.7	0.08	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2
343 Stavns Fjord	4012	1993	15.6	8.6	0.0	0.6	0.07	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2
345 Stavns Fjord	4012	1994	15.6	8.6	0.0	1.4	0.17	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
346 Bredningen	5411	1995	15.6	8.6	0.0	1.4	0.17	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2
347 Bredningen	5411	1978	0.3	111.2	92.1	27.3	0.25	..	..	..	..	..	..	..	15.1
348 Bredningen	5411	1979	0.3	111.2	92.1	27.9	0.25	..	..	..	..	..	..	..	21.4
349 Bredningen	5411	1980	0.3	111.2	92.1	38.3	0.34	..	..	..	..	..	..	..	16.1
350 Bredningen	5411	1981	0.3	111.2	92.1	49.4	0.44	..	..	..	..	..	..	..	17.3
351 Bredningen	5411	1982	0.3	111.2	92.1	33.7	0.30	..	..	..	..	..	..	..	13.7
352 Bredningen	5411	1983	0.3	111.2	92.1	33.7	0.30	..	..	..	..	..	..	..	13.1
353 Bredningen	5411	1984	0.3	111.2	92.1	30.1	0.27	..	..	..	..	..	..	..	13.5
354 Bredningen	5411	1985	0.3	111.2	92.1	35.3	0.32	..	..	..	..	..	..	..	18.1
355 Bredningen	5411	1986	0.3	111.2	92.1	24.9	0.22	..	..	..	..	..	..	..	13.4
357 Bredningen	5411	1987	0.3	111.2	92.1	30.4	0.27	..	..	..	..	..	..	..	12.9
358 Bredningen	5411	1988	0.3	111.2	92.1	17.9	0.16	9.2	10.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.6
359 Bredningen	5411	1990	0.3	111.2	92.1	32.7	0.29	11.9	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.2
360 Bredningen	5411	1991	0.3	111.2	92.1	28.1	0.25	8.2	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.9
361 Bredningen	5411	1992	0.3	111.2	92.1	25.1	0.23	5.2	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2
362 Bredningen	5411	1993	0.3	111.2	92.1	30.1	0.27	5.6	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
363 Bredningen	5411	1994	0.3	111.2	92.1	51.0	0.46	9.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6
364 Kalundborg Fjord	6110	1986	79.0	65.1	0.0	7.2	0.11	4.2	2.0	0.3	0.3	0.4	0.0	0.0	5.4
365 Kalundborg Fjord	6110	1989	79.0	65.1	0.0	3.6	0.06	2.6	1.4	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	10.4
366 Kalundborg Fjord	6110	1990	79.0	65.1	0.0	6.8	0.10	3.0	1.6	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	7.0
367 Kalundborg Fjord	6110	1991	79.0	65.1	0.0	8.8	0.14	3.3	1.5	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	5.1
368 Kalundborg Fjord	6110	1992	79.0	65.1	0.0	10.1	0.16	2.8	1.4	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	8.3
369 Kalundborg Fjord	6110	1993	79.0	65.1	41.7	9.2	0.14	2.7	1.7	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	4.5
371 Kalundborg Fjord	6110	1994	79.0	65.1	0.0	17.7	0.27	3.7	1.2	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	7.2
372 Korsør Nor	6141	1995	8.0	29.5	0.0	10.1	0.16	2.6	1.0	0.2	0.2	0.2	0.0	0.0	4.4
373 Korsør Nor	6141	1986	8.0	29.5	0.0	3.5	0.12	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5
374 Korsør Nor	6141	1989	8.0	29.5	0.0	2.0	0.07	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.2
375 Korsør Nor	6141	1990	8.0	29.5	0.0	4.1	0.14	0.6	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.1
376 Korsør Nor	6141	1992	8.0	29.5	0.0	5.4	0.18	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8
377 Korsør Nor	6141	1993	8.0	29.5	0.0	4.8	0.16	0.6	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.4
378 Korsør Nor	6141	1994	8.0	29.5	0.0	6.3	0.21	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1
379 Korsør Nor	6141	1995	8.0	29.5	0.0	8.8	0.30	1.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.4
380 Basnæs Nor	6221	1995	9.0	39.9	35.1	7.1	0.18	1.0	0.2	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	9.0
381 Holsteinborg Nor	6222	1986	7.0	16.0	0.0	2.2	0.14	0.7	0.2	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	1.3
383 Holsteinborg Nor	6222	1989	7.0	16.0	0.0	1.3	0.08	0.8	0.5	0.3	0.3	0.0	0.0	0.4	1.0
384 Holsteinborg Nor	6222	1990	7.0	16.0	0.0	69.0	0.21	2.1	0.13	0.5	0.3	0.3	0.0	0.0	1.1
385 Holsteinborg Nor	6222	1991	7.0	16.0	0.0	3.3	0.20	0.7	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0
386 Holsteinborg Nor	6222	1992	7.0	16.0	0.0	2.9	0.18	0.5	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.9
387 Holsteinborg Nor	6222	1993	7.0	16.0	0.0	3.8	0.23	0.8	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0
388 Holsteinborg Nor	6222	1994	7.0	16.0	0.0	5.2	0.32	0.8	0.3	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.5
389 Karrebæk Fjord	6223	1989	14.8	1105.5	87.9	149.5	0.14	56.8	15.9	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	1.6
391 Karrebæk Fjord	6223	1990	14.8	1105.5	87.9	270.0	0.24	88.9	37.9	16.9	0.0	4.3	0.0	0.0	1.7
392 Karrebæk Fjord	6223	1991	14.8	1105.5	87.9	311.3	0.28	86.0	31.3	16.9	0.0	4.3	0.0	0.0	1.7
393 Karrebæk Fjord	6223	1992	14.8	1105.5	87.9	235.0	0.21	59.7							

## Total-P ton år

Nr Fjord	Fjord- boks	År	Fjord	Total	Målt	Vand-	Q-	Heraf til ferskvand			Spildev.			Total	
			areal	opland	opland	tilfør.	meter	Total t.	Rens.	Spredt	Dambr.	Regnv.	Indus.	direkte	fjord
			Km <sup>2</sup>	Km <sup>2</sup>	%	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	m år <sup>-1</sup>								
417 Nakkebølle Fjord	6512	1984	7.3	103.0	56.1	23.8	0.23	.	.	.	.	.	.	.	6.7
418 Nakkebølle Fjord	6512	1985	7.3	103.0	56.1	22.1	0.21	.	.	.	.	.	.	.	9.6
419 Nakkebølle Fjord	6512	1986	7.3	103.0	56.1	18.6	0.18	.	.	.	.	.	.	.	6.3
420 Nakkebølle Fjord	6512	1987	7.3	103.0	56.1	24.5	0.24	.	.	.	.	.	.	.	7.6
421 Nakkebølle Fjord	6512	1988	7.3	103.0	56.1	36.9	0.36	.	.	.	.	.	.	.	9.0
422 Nakkebølle Fjord	6512	1989	7.3	103.0	56.1	18.0	0.17	5.9	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9
423 Nakkebølle Fjord	6512	1990	7.3	103.0	56.1	32.8	0.32	7.8	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8
424 Nakkebølle Fjord	6512	1991	7.3	103.0	56.1	29.3	0.28	7.3	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3
425 Nakkebølle Fjord	6512	1992	7.3	103.0	56.1	27.1	0.26	5.2	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
426 Nakkebølle Fjord	6512	1993	7.3	103.0	56.1	35.4	0.34	5.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.4
427 Nakkebølle Fjord	6512	1994	7.3	103.0	56.1	47.4	0.46	6.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5
428 Nakkebølle Fjord	6512	1995	7.3	102.6	56.3	30.9	0.30	4.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0
429 Holckenhavn Fjord	6722	1979	0.7	221.0	57.7	56.4	0.25	.	.	.	.	.	.	.	32.4
430 Holckenhavn Fjord	6722	1980	0.7	221.0	57.7	71.0	0.32	.	.	.	.	.	.	.	29.6
431 Holckenhavn Fjord	6722	1981	0.7	221.0	57.7	89.7	0.41	.	.	.	.	.	.	.	30.9
432 Holckenhavn Fjord	6722	1982	0.7	221.0	57.7	59.3	0.27	.	.	.	.	.	.	.	26.2
433 Holckenhavn Fjord	6722	1983	0.7	221.0	57.7	58.8	0.27	.	.	.	.	.	.	.	22.9
434 Holckenhavn Fjord	6722	1984	0.7	221.0	57.7	56.0	0.25	.	.	.	.	.	.	.	25.1
435 Holckenhavn Fjord	6722	1985	0.7	221.0	57.7	48.0	0.22	.	.	.	.	.	.	.	18.9
436 Holckenhavn Fjord	6722	1986	0.7	221.0	57.7	37.6	0.17	.	.	.	.	.	.	.	15.8
437 Holckenhavn Fjord	6722	1987	0.7	221.0	57.7	41.7	0.19	.	.	.	.	.	.	.	8.7
438 Holckenhavn Fjord	6722	1988	0.7	221.0	57.7	66.1	0.30	.	.	.	.	.	.	.	13.5
439 Holckenhavn Fjord	6722	1989	0.7	221.0	57.7	24.7	0.11	4.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8
440 Holckenhavn Fjord	6722	1990	0.7	221.0	57.7	54.0	0.24	9.8	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8
441 Holckenhavn Fjord	6722	1991	0.7	221.0	57.7	55.3	0.25	9.4	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.4
442 Holckenhavn Fjord	6722	1992	0.7	221.0	57.7	42.1	0.19	6.2	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2
443 Holckenhavn Fjord	6722	1993	0.7	221.0	57.7	67.3	0.30	10.5	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.5
444 Holckenhavn Fjord	6722	1994	0.7	221.0	57.7	102.2	0.46	13.6	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6
445 Holckenhavn Fjord	6722	1995	0.7	221.3	57.7	103.8	0.47	9.5	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.5



# BILAG 3.1

Farvands- område	Målt opland km <sup>2</sup>	Total opland km <sup>2</sup>	C-tilløsel via vandløb kg C	C-tilløsel i luft kg C	
11	0	171	108839	109608	
12	0	1665	1560811	1598965.848	
13	0	3442	3611360	3640098.6	
14	0	268	85381	85380.6234	
15	0	57	16128	16128	
16	3405	5207	3701587	4655756.3388	
21	347	492	515227	517469	
22	301	567	596452	3307182	
23	0	43	395701	608979	
30	0	116	98241	108409	
31	0	86	17464	37750	
32	1235	1961	1140357	1331750.92	
33	0	42	13346	26350.41	
34	473	727	298395	390777	
35	3019	3499	3338676	3364815	
36	459	743	476827	597221	
37	3953	7594	4562978	5219492	
38	392	522	528318	536359	
39	123	537	488648	3491998	
40	0	131	53907	79959	
41	0	316	60936	75897.25	
42	808	1191	721001	760348	
43	86	780	789878	870491	
44	417	657	626888	732527	
45	0	60	31280	38074	
51	137	1044	1299616	1319926.787	
52	29	504	523076	680744.78	
53	100	227	82738	93533	
54	300	508	499986	614825	
55	0	94	49083	57952	
56	78	289	144540	203164	
57	21	207	116525	191711	
58	13	258	128854	207827	
59	44	239	114381	177456	
61	803	1211	324515	1078276.4818	
62	1334	2358	702776	2026081	
63	55	279	111050	148013	
64	170	445	185974	2514832	
65	91	436	231333	261976	
66	147	289	171605	216236	
67	128	398	198316	261483	
71	631	984	449927	3046169.4	
72	286	505	149968	2258661	
73	195	248	108981	163054	
81	0	40	20648	21388	
82	207	382	98875	114873	
91	0	588	267241	1445034.32	
92	0	105	29324	41267	
93	221	512	173953	223378	
Danmark	20011	43022	30021912	49569647.759	
					Q-vægtet
					Afstrømning
					koncentration
					10E6 m <sup>3</sup>
					mg C / l
Omr. I	3405	10811	9084105	10105937	5356
Omr. II	649	1102	1507380	4433630	1.887
Omr. III	9654	15826	10963250	15104922	363
Omr. IV	1311	3135	2283890	2995296	12.220
Omr. V	723	3369	2958799	3920140	2.731
Omr. VI	2729	5415	1925569	7090897	961
Omr. VII	1112	1737	708876	5467884	3.152
Omr. VIII	207	421	119523	136261	1462
Omr. IX	221	1205	470518	1712679	375
Danmark	20011	43022	30021912	50967647.759	1.721
					254
					6.738
					3.262

## BILAG 3.2

Farvands- område	Målt oplund km <sup>2</sup>	Total oplund km <sup>2</sup>	N-tilførsel via vandløb kg N	N-tilførsel talt kg N		
11	0	171	352724	352970		
12	1363	1665	2950611	2970156		
13	2404	3442	6328651	6353238		
14	0	268	300688	300688		
15	0	57	118594	118594		
16	4210	5207	10934855	11410882		
21	347	492	982754	983614		
22	301	567	1164854	1473518		
23	0	43	152573	197466		
30	0	116	201695	207825		
31	36	86	123591	143834		
32	1235	1961	3234820	3372544		
33	0	42	96692	103327		
34	473	727	1136842	1204737		
35	3019	3499	5823959	5848776		
36	459	743	1845290	1942558		
37	3953	7594	17320359	17827773		
38	392	522	999534	1015237		
39	123	537	919736	1446915		
40	0	131	193479	208617		
41	0	316	29737	33477		
42	808	1191	2533656	2642043		
43	365	780	1950524	2139718		
44	417	657	1251454	1337222		
45	0	60	115565	118093		
51	590	1044	2575564	2588829		
52	299	504	1259880	1429940		
53	100	227	461732	470561		
54	300	508	1052513	1104227		
55	0	94	193178	204246		
56	78	289	560546	619935		
57	21	207	447536	487333		
58	13	258	651144	721527		
59	44	239	737741	775146		
61	803	1211	2290403	2487657		
62	1334	2358	4535631	4663684		
63	55	279	444229	475037		
64	170	445	985008	1074000		
65	91	436	864066	884763		
66	147	289	705005	733412		
67	128	398	796966	853399		
71	631	984	1355751	2275077		
72	286	505	241354	3355877		
73	195	248	244251	336089		
81	0	40	79569	81746		
82	207	382	624834	638730		
91	113	588	1072696	1295382		
92	0	105	199121	202829		
93	221	512	980127	1005604		
Danmark	25753	43022	84422082	92518852	Afstromning	Q-vægtet koncentration
Omr. I	7976	10811	20986123	21545528	10E6 m <sup>3</sup>	mg N / l
Omr. II	649	1102	2300181	2657598	5356	4.023
Omr. III	9690	15826	31702518	33113526	363	7.325
Omr. IV	1610	3135	6074415	6553170	5531	5.987
Omr. V	1446	3369	7939834	8482744	961	6.819
Omr. VI	2729	5415	10621308	11323952	1244	6.821
Omr. VII	1112	1737	1841356	5967043	1462	7.747
Omr. VIII	207	421	704403	720476	375	15.899
Omr. IX	334	1205	2251944	2504815	79	9.101
Danmark	25753	43022	84422082	92868852	15624	9.855
						5.944

## BILAG 3.3

Færvands- område	Målt oplund km <sup>2</sup>	Total oplund km <sup>2</sup>	P-tilførsel via vandløb kg P	P-tilførsel i alt kg P		
11	0	171	8970	9031		
12	1363	1665	61416	73888		
13	2404	3442	150247	155044		
14	0	268	26660	26660		
15	0	57	1896	1896		
16	4210	5207	300261	312637		
21	347	492	37398	37617		
22	301	567	42183	101562		
23	0	43	7377	8793		
30	0	116	6488	8077		
31	36	86	4946	8938		
32	1235	1961	99182	122517		
33	0	42	953	1718		
34	473	727	19162	27700		
35	3019	3499	153583	156030		
36	459	743	34350	40470		
37	3953	7594	368809	414825		
38	392	522	33222	35022		
39	123	537	31275	102301		
40	0	131	3367	6433		
41	0	316	5929	6728		
42	808	1191	70267	72243		
43	385	780	30233	36982		
44	417	657	38390	62580		
45	0	60	1345	1988		
51	590	1044	87088	89212		
52	299	504	33267	57294		
53	100	227	14655	15571		
54	300	508	34625	42216		
55	0	94	5656	8230		
56	78	289	13082	20396		
57	21	207	19342	25018		
58	13	258	17254	27525		
59	44	239	18995	28045		
61	803	1211	37651	52066		
62	1334	2358	93458	111061		
63	55	279	4378	11040		
64	170	445	17679	28027		
65	91	436	19193	23414		
66	147	289	14594	19330		
67	128	398	16583	21892		
71	631	984	125544	234732		
72	286	505	12540	502311		
73	195	248	11222	26841		
81	0	40	1874	2158		
82	207	382	9684	12427		
91	113	588	20560	66549		
92	0	105	3961	4728		
93	221	512	20686	24145		
Danmark	25753	43022	2191481	3285909	Afstrømning	Q-vægtet koncentration
					10E6 m <sup>3</sup>	mg P/l
Omr. I	7976	10811	549450	583156	5356	0.109
Omr. II	649	1102	86958	147972	363	0.408
Omr. III	9690	15826	751970	917598	5531	0.166
Omr. IV	1610	3135	149531	195954	961	0.204
Omr. V	1446	3369	243964	322507	1244	0.259
Omr. VI	2729	5415	203536	281830	1462	0.193
Omr. VII	1112	1737	149306	763884	375	2.035
Omr. VIII	207	421	11558	14585	79	0.184
Omr. IX	334	1205	45207	95422	254	0.375
Danmark	25753	43022	2191481	3322909	15624	0.213



# **Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995**

Overvågningen i 1995 har vist, at der siden Vandmiljøplanen i 1987 er sket en reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget, men at målsætningen ikke er opfyldt. Landbrugspraksis har været den samme i 1995 som i 1994. Fra maj 1995 til maj 1996 var vandafstrømningen og kvælstoftransporten den lavest målte, især på Sjælland og Fyn. Den biologiske tilstand i vandløbene har ikke ændret sig, medens der i en væsentlig del af sørerne er konstateret en forbedret miljøtilstand siden 1989. Fjordenes tilstand er stadig præget af de høje næringsstoftilførsler. Fosfortilførslerne er dog mindsket markant til en række fjorde, fordi spildevand renses bedre. Som følge heraf er tilstanden bedret i enkelte fjorde. I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke væsentligt fra tidligere år.

## **Tilførsel af fosfor og kvælstof til vandmiljøet**

I 1995 var ferskvandsafstrømningen fra danske landområder til indre danske farvande godt 10% over normalen for perioden 1971-90. Afstrømningen var dog meget atypisk fordelt over året med næsten dobbelt så meget som normalt i 1. kvartal. I sommeren 1995 indledtes til gengæld den tørreste periode, der er registreret i Danmark, med meget ringe nedbør og en ekstremt lille vandafstrømning i vandløbene. Denne periode fortsatte frem til oktober 1996.

De landbaserede danske tilførsler af fosfor til de marine kystafsnit med vandløb og direkte spildevandsudledninger er faldet markant. I midten af 1980'rne var tilførslerne ca. 8.200 tons fosfor, i 1989 ca. 6.800 tons og i 1995 3.320 tons fosfor. Faldet kan alene tilskrives en bedre rensning af spildevandet. Den diffuse fosforafstrømning var 1.510 ton i 1995 og dermed noget højere end gennemsnittet for perioden 1981-88 på 1.100 ton per år.

Den samlede landbaserede kvælstoftilførsel var i 1995 92.900 tons mod 128.000 tons i 1994, hvor vandafstrømningen og dermed kvælstoftransporten i vandløb var specielt stor. Det diffuse bidrag (inkl. belastning fra spredt bebyggelse), der primært består af dyrkningsbetingede tab til vandmiljøet, udgjorde 85% af den samlede tilførsel fra land. På grund af den store vandafstrømning fandt 2/3 af tilførslen sted i 1. kvartal 1995.

Den målte nitrat-transport i 55 vandløb, der afvander dyrkede områder, var i det hydrologiske år 1995/96 (maj-maj) den lavest målte siden 1978. I fynske vandløb var den kun 14% af normalen mod 59% i jyske vandløb. Den meget lille kvælstoftransport i fynske (og sjællandske vandløb) forklares primært af den ekstremt lille vandføring. Denne var ikke helt så lav i jyske vandløb. Nitrat-transporten

korrigteret for klimatisk betingede år- til år- variationer i vandafstrømningen var i 1995 i Jylland og på Bornholm på samme niveau som de to forudgående år. På Sjælland og Fyn var den betydeligt lavere end i tidligere år. Forskellen regionerne imellem er primært relateret til en større andel af lerjorder i Øst-Danmark og dermed en større overfladenær afstrømning til vandløbene. I lerede oplande var der i 1995 således det laveste tab af nitrat til vandløbene siden 1978/79.

De marine områder tilføres også næringsstoffer fra atmosfæren. På baggrund af målinger og modelberegninger er denne tilførsel opgjort til 0,5-1,6 ton N km<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Størst er den til de kystnære områder og den nordlige del af Nordsøen samt den nordvestlige del af Skagerrak. For de to sidstnævnte områder forårsages den høje tilførsel sandsynligvis af de relativt store nedbørsmængder her, og for de kystnære områder af beliggenheden tæt ved ammoniakkilder. Der er tendens til et lille fald i den samlede atmosfærebelastrning af de danske havområder i perioden 1989 til 1995.

## Vandløb og vandløbsoplante

Landbrugspraksis er undersøgt i 6 landovervågningsoplante. I 1995 udgjorde grønne marker 85% af det dyrkede areal, ca. 68% af husdyrbrugene havde en opbevaringskapacitet til husdyrgødningen på 9 måneder eller derover og forårs/sommerudbringningen af husdyrgødningen udgjorde 80%. Minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning blev ikke opfyldt på 37-47% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning i 1995, og der blev overgødet på 20-30% af arealet. I perioden 1990-94 er der dog sket forbedringer i landbrugspraksis, mens forholdene i 1995 ikke afveg væsentligt fra 1994. Udnyttelsen af husdyrgødningen er således forbedret med 16%-point, og forårs/sommerudbringningen er øget med 26%-point.

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 310 kg mill. kg N i 1995. Tilførsel af husdyrgødning var omrent uændret i perioden.

Total kvælstoftilførsel (handelsgødning, husdyrgødning samt kvælstof tilført ved bælgplanters fiksering og atmosfærisk tilførsel) til dyrkningsjord i Danmark er faldet fra 261 kg N ha<sup>-1</sup> i 1985 til 237 kg N ha<sup>-1</sup> i 1995. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem 111 og 145 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Nettotilførsel af kvælstof udgjorde 133 kg N ha<sup>-1</sup> i 1985 og 106 kg N ha<sup>-1</sup> i 1995. Set over hele perioden udgjorde faldet i nettotilførsel af kvælstof 13%.

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i de 6 landovervågningsoplante har siden 1989 i gennemsnit været 83 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for lerjordsoplantene og 135 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for sandjordsoplantene. Mindst var udvaskningen fra planteavlsvognene, og for husdyrbrugene steg udvaskningen med stigende husdyrtæthed.

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er yderligere beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for 6 driftsår og ved normal klima viste en reduktion i udvaskningen på ca. 14% fra 1989/90 til 1995/95.

I en modelberegning af et scenarie, hvor kravene i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedr. udnyttelsesgrader er opfyldt, og hvor husdyrgødningen indenfor de enkelte ejendomme er fordelt optimalt, fås en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 32% i forhold til udvaskningen ved aktuel gødningspraksis i 1989/90. Scenarieberegninger af en forøget anvendelse af græsudlæg og efterafgrøder, samt en 20%'s reduktion i gødskningsnormerne peger på, at yderligere tiltag kan bringe udvaskningen ned på niveau med målet i Vandmiljoplanen.

Kvælstofkoncentrationerne i vandløb i dyrkede områder har varieret mellem 6,3 og 9,1 mg N l<sup>-1</sup> eller 4-5 gange større end i vandløb i naturområder. I 1995 blev der målt de laveste koncentrationer i vandløbene i dyrkede områder hidtil.

Tilførsel af fosfor med handelsgødning til dyrkede arealer i Danmark er faldet fra 16,7 kg P ha<sup>-1</sup> i 1985 til 7,8 kg P ha<sup>-1</sup> i 1995, mens tilførsel med husdyrgødning er steget fra 16,8 P ha<sup>-1</sup> til 17,8 kg P ha<sup>-1</sup> i samme periode. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem 16 og 22 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Nettotilførsel af fosfor til landbrugsjord er således faldet fra ca. 15 til ca. 6 kg P ha<sup>-1</sup> i perioden 1985 til 1995.

De laveste fosforkoncentrationer findes i vandløb i naturoplande og de højeste i spildevandsbelastede vandløb. I vandløb, der modtager spildevand fra punktkilder var den vandføringsvægtede koncentration af fosfor i 1995 0,16 mg P l<sup>-1</sup> eller mindre end 30% af niveauet i 1989. I dambrugsbelastede vandløb er koncentrationen ligeledes faldet i overvågningsperioden 1989-95 fra 0,18 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,10 mg P l<sup>-1</sup> i 1995, som tegn på mindskede fosforudledninger fra dambrugene.

Undersøgelser af vandløbenes biologiske tilstand viste, at tilstanden bedømt ud fra smådyrfaunaens sammensætning i form af Dansk Faunaindeks ikke har ændret sig siden starten af disse undersøgelser i 1992. I 1995 havde 17% af stationerne en DFI på I-I/II og 72% en DFI II-II/III. I de resterende vandløb var tilstanden ringere. Tilstanden var som forventet dårligst i vandløb, der modtager betydelige mængder spildevand, men DFI kunne også relateres til en række fysiske og kemiske forhold. Tilstanden påvirkes således negativt af lave strømhastigheder, organisk stof og stor årstidsvariation i vandføringen.

Trådalger forekom i 1995 på 80% af de undersøgte vandløbsstationer. I vandløb med svag strøm, ringe variation i vandføringen og høje næringsstofkoncentrationer var trådalgerne talrigt tilstede. Der har ikke kunnet konstateres en udvikling i perioden siden 1993, hvor disse undersøgelser blev igangsat.

## Søer

I 19 af de 37 undersøgte søer er der nu konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet siden 1989. Dette forklares især af en reduceret spildevandstilførsel til disse søer.

Faldet i fosforkoncentrationer har ikke været stort nok til at mindskе mængden af planktonalger og dermed øge vandets klarhed i alle 19 søger. Således er der kun sket et signifikant fald i mængden af planktonalger (klorofyl) og/eller øgning i sigtdybde i 14 af søgerne. Mængden af planktonalger og vandets klarhed styres dog ikke alene af næringsstofferne, men er også reguleret af den biologiske struktur i søgerne. Specielt i lavvandede, næringsrige søger spiller fiskebestandens størrelse og sammensætning en betydelig rolle for sammensætningen og mængden af planktonalger og dermed for vandets klarhed.

Den biologiske struktur har også betydning for næringsstofdynamikken. Således påvirker mængden af undervandsplanter søgernes evne til at fjerne kvælstof væsentligt. I søger med mange undervandsplanter fjernes betydeligt mere kvælstof end i søger uden undervandsplanter.

## De marine områder

### Fjordene

Temaet for rapporteringen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1996 er tilstand og udvikling i de danske fjorde.

Fjordene modtager næringsstoffer fra vandløb, punktkilder, atmosfæren og ved udveksling med tilstødende åbne farvande.

Kvælstof- og fosfortilførslen er særligt opgjort til 47 fjorde og afgrænsede kystnære vandområder. Koncentrationerne af kvælstof i det tilledte ferskvand og tilførsler med direkte spildevandsudledninger var i 1995 7,4 mg N l<sup>-1</sup> som gennemsnit, eller den mindste i perioden 1989-95. De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor til disse fjorde faldt fra 0,80 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,21 mg P l<sup>-1</sup> i 1995.

De landbaserede tilførsler af kvælstof og fosfor medfører forhøjede næringsstofniveauer i fjordene i forhold til de åbne farvandsområder. Specielt i de lavvandede og middeldybe fjorde er koncentrationerne høje, men der er stor variation. Koncentrationen af næringsstoffer i fjordene afspejler størrelsen den landbaserede belastning. På årsbasis kan belastningen forklare henholdsvis 50% og 30% af variationen i den totale kvælstof- og fosforkoncentration. Sammenhængen mellem belastning og næringsstofkoncentration afhænger af vandopholdstiden i fjordområderne, og i sommerhalvåret påvirker de biologiske processer yderligere sammenhængen. Den bedste korrelation mellem belastning og kvælstofkoncentration ses i vinterhalvåret. I februar kan belastningen forklare 62% af variationen i kvælstofkoncentrationen og 34% af variationen i fosforkoncentrationen. Generelt indikerer analyserne, at fosforkoncentrationerne i højere grad end kvælstofkoncentrationerne påvirkes af andre faktorer end belastningen. En væsentlig faktor er frigivelse af fosfat fra

fjordbunden, hvor der er ophobet fosfor fra de forudgående års fosforbelastning.

Planteplanktonets biomasse målt som klorofyl har stor betydning for fjordenes stofomsætning. Høje koncentrationer af plantep plankton nedsætter vandets gennemsigtighed og begrænser derved forekomsten af bundlevende planter. Algernes koncentration aftager med stigende middeldybde af fjordene, øges med stigende kvælstofbelastning og begrænses af algespisende muslinger. Effekten af dybden må tilskrives en kombination af forringede lysforhold og en "fortynding" i et større volumen. Samlet kan disse 3 variable forklare mellem 50 og 70% af den totale variation i algebiomassen i danske fjordområder med middeldybder under 8,5 m. Med baggrund i opstillede regressionsmodeller kan det forudsiges, at en halvering af kvælstofbelastningen af de danske fjorde vil medføre, at algebiomassen i gennemsnit reduceres med 25% om sommeren (maj-september).

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad på vanddybder fra 2-10 m reguleres i høj grad af lystilgængeligheden, og vil derfor forøges som følge af bedre lysforhold efter en reduktion i næringssaltbelastningen. Herudover forventes ålegræspopulationerne at blive mere stabile, hvis risikoen for iltsvind mindskes efter en belastningsreduktion. Fra århundredeskiftet til i dag er ålegræssets udbredelse kraftigt reduceret først som følge af ålegræssygen i 1930'erne og siden som følge af øget næringssaltbelastning. Inden for de seneste år har den mest markante udvikling i ålegræsbestandene været en række lokale reduktioner i 1992 og 1994 formentlig som følge af en kombination af høje vandtemperaturer og iltsvind med svovlbrinteudslip. Flere steder er en retablering af disse bestande undervejs, og ser ud til at kunne foregå inden for en overskuelig årstrække. For makroalgernes vedkommende peger analyserne på, at en belastningsreduktion vil betyde et stigende artsantal, et reduceret antal eutrofieringsbetingede arter og en ændring i arternes indbyrdes dominansforhold. Fjordenes størrelse, saltholdighed og forekomst af stenbund er også vigtige parametre for artsantallet. Generelt vil bedre lysforhold i forbindelse med faldende næringssaltkoncentrationer resultere i, at bundvegetationen får større betydning i forhold til plantep plankton. Eksempler på sådanne skift mellem de forskellige plantegrupper er set i Norsminde Fjord og i Seden Strand under i Odense Fjord, i forbindelse med en markant reduktion i fosforbelastningen og en mindre reduktion i kvælstofbelastningen.

Mange af de danske fjorde udsættes jævnligt for dårlige iltforhold, som kan skade bunddyr og fisk. Iltforholdene ved bunden er afhængig af iltforbruget, som igen afhænger af stofproduktion og belastningen samt af op blandingsforholdene. I Skive og Roskilde Fjord er iltforholdene vurderet nøjere. Bundvandets iltindhold er overordnet bestemt af op blandingsforholdene, og i perioder med lagdeling af vandsøjen kunne iltindholdet beskrives ved varigheden af den lagdelte periode og kvælstofbelastningen. På basis af en regressionsmodel kan effekten af en 50% belastningsreduktion forventes at være ganske betydelig.

I danske fjorde er bundfaunaen (målt som biomasse) stærkt domineret af bløddyr og især af filtrerende muslinger. De kan opfattes som nøgleorganismer for fjordenes tilstand, idet de påvirker mængden af planktonalger. Bunddyrenes biomasse er positivt korreleret til kvælstofbelastning, vanddybde og til vandets opholdstid i fjordene. Disse forhold forklarer ca. 60 % af variationen i biomassen og ca. 70 % af variationen i den beregnede produktion af bunddyr. I begge tilfælde havde kvælstofbelastningen langt den største effekt. Den "positive" sammenhæng mellem kvælstofbelastningen og bunddyrenes biomasse viser, at produktionen i de danske fjorde overordnet er kvælstofbegrenset, og at de indirekte effekter på bundfaunaen af forringede iltforhold generelt er beskedne.

Fjorde betragtes ofte som "filtre" for næringsstoffer på vej fra land til åbent hav. Da langt størstedelen af de danske udledninger af næringsstoffer sker til fjorde, er en kvantificering af denne "filtereffekt" vigtig. I 9 ud af 10 fjorde var der en tilbageholdelse af kvælstof. Tabet i de 10 fjorde udgør i gennemsnit  $9 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$  og skyldes en kombination af denitrifikation og akkumulering i fjordenes sedimenter. I de fjorde, hvor kvælstof fjernes varierer den procentvise fjernelse mellem 10% og 90% og er positivt korreleret til vandets opholdstid. For fosfor skete der kun i 2 ud af 9 fjorde en tilbageholdelse, mens der netto blev frigivet fosfor fra de øvrige 7. Eksperten af fosfor fra fjordene til de åbne farvande må skyldes frigivelse fra puljer, som er ophobet i sedimenterne fra forudgående år med en højere belastning. Når fosforpuljerne i sedimenterne er udtømte, må man regne med en tilbageholdelse af fosfor i fjordene svarende til  $0,2\text{-}0,5 \text{ g P/m}^2 \text{ år}^{-1}$ .

## Åbent hav

I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke markant fra tidligere år. Dog var næringssaltkoncentrationerne i Skagerrak høje i marts-april, hvilket medførte en større planteplanktonmængde og primærproduktion. I Nordsøen ud for Vadehavet var der i maj-juli masseopblomstringer af skumalgen *Phaeocystis*. I Øresunds dybere dele blev der i august og september observeret de laveste iltkoncentrationer i de seneste 5 år. I Nordsøen ud for Ringkøbing Fjord og i Lillebælt var der iltsvind i sensommeren. I Lillebælt er dette formodentligt en af forklaringerne på, at bundfaunaen er forarmet i dele af området.



# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

*Direktion og Sekretariat  
Forsknings- og Udviklingssekretariat  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi  
Afd. for Miljøkemi  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Arktisk Miljø\**

\* Indtil der er etableret faciliteter i Roskilde:  
Tagensvej 135, 4. sal, DK-2200 København N  
Tlf. 35 82 14 15, Fax 35 82 14 20

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

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

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

*Afd. for Kystzoneøkologi  
Afd. for Landskabsøkologi*

DMU udgiver følgende publikationer:

Arbejdsrapporter  
Faglige rapporter  
Tekniske anvisninger  
TEMA-rapporter  
R&D Projects  
Årsberetninger

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

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 1995

- Nr. 131: Proceedings of the Second CONNECT Workshop on Landscape Ecology, 1993. By Skov, F. et al. 105 p., DKK 85,00.
- Nr. 132: Rastende bestande af vandfugle i forsøgsreservaterne, 1985-1993. Af Madsen, J. et al. 40 s., 40,00 kr.
- Nr. 133: Aromatiske hydrocarboner i drikkevand fra privat vandværk. Af Nyeland, B.A. & Wrang, P. 50 s., 50,00 kr.
- Nr. 134: Arctic Atmospheric Research: Pollution and Climate. By Heidam, N.Z. (ed.). 273 p., DKK 290,00.
- Nr. 135: Undersøgelse af opløselig Ba, Sr og Zr i læbestifter. Af Rastogi, S.C. et al. 27 s., 30,00 kr.
- Nr. 136: Control of pesticides 1994. By Køppen, B. 21 p., DKK 40,00.
- Nr. 137: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1994/1995 i Danmark. Af Clausager, I. 44 s., 35,00 kr.
- Nr. 138: Ferskvandstilstrømning til danske farvande 1994. Af Ovesen, N.B. & Svendsen, L.M. 62 s., 50,00 kr.
- Nr. 139: Ferske vandområder - Sør. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Jensen, J.P. et al. 116 s., 125,00 kr.
- Nr. 140: Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Larsen, S.E. et al. 196 s., 125,00 kr.
- Nr. 141: Landovervågningsoplante. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Grant, R. et al. 142 s., 125,00 kr.
- Nr. 142: Marine Områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Af Dahl, K. et al. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 143: Investigation of selected fragrance substances in cosmetics based on natural ingredients. By Rastogi, S.C. & Jensen G.H. 38 p., DKK 30,00.
- Nr. 144: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Af Skov, H. et al. 83 s., 100,00 kr.
- Nr. 145: Waterbird Numbers in the Baltic Sea, Winter 1993. By Pihl, S. et al. 60 p., DKK 50,00.
- Nr. 146: Tungmetaller i tang og muslinger ved Ivittuut 1995. Af Riget, F. et al. 32 s., 40,00 kr.
- Nr. 147: Vindmøllers indvirkning på fugle. Af Clausager, I. & Nøhr, H. 51 s., 45,00 kr.
- Nr. 148: Environmental satellite models for ADAM. By Møller Andersen, F. & Trier, P. 200 p., DKK 100,00.
- Nr. 149: MeMoS: Udvikling af konsekvensmodel for svovldeposition for Sydskandinavien.  
Af Asman, W.A.H. et al. 57 s., 80,00 kr.

### 1996

- Nr. 150: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report 1994. By Kemp, K. et al. 66 p., DKK 80,00.
- Nr. 151: Vandløbsrestaurering - eksempler og erfaringer fra Danmark. Af Hansen, H.O. (red.). 136 s., 100,00 kr.
- Nr. 152: Rådyrjagten i Danmark 1993/94. Af Asferg, T. & Jeppesen, J.L. 40 s., 50,00 kr.
- Nr. 153: Control of Pesticides 1995. By Køppen, B. 26 p., DKK 40,00.
- Nr. 154: Territoriality, breeding ranges and relationship between the sexes in a Danish wild pheasant (*Phasianus colchicus*) population. By Clausager, I. et al. 44 p., DKK 45,00.
- Nr. 155: Fredningen ved Saltholm og risiko for bird-strikes i Københavns Lufthavn. Af Noer, H. & Christensen, T.K. 44 s., 50,00 kr.
- Nr. 156: Oil Exploration in the Fylla Area. By Mosbech, A. et al. 92 p., DKK 100,00.
- Nr. 157: Monitering af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorder. Prøvetagning i 1992/1993. Af Larsen, M.M. 78 s., 100,00 kr.
- Nr. 158: Fuglelivet omkring Rønland, Harboør Tange. Af Clausen, P., et al. 48 s., 45,00 kr.
- Nr. 159: Kortlægning af talegrænser for svovl og kvælstof. Af Bak, J. 110 s., 150,00 kr.
- Nr. 160: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995. Af Riget, F. et al. 91 s., 100,00 kr.
- Nr. 161: Ammoniak og naturforvaltning. Af Strandberg, M. 58 s., 100,00 kr.
- Nr. 162: Environmental impacts of shipping to and from Citronen Fjord. By Boertmann, D. 35 p., DKK 40,00.
- Nr. 163: Modellering af bygge- og anlægssektorens materialeforbrug. Af Wier, M. 122s., 75,00 kr.
- Nr. 164: BASIS. En konsekvensanalysemodel for forbrug af byggematerialer. Af Wier, M. 109 s., 75,00 kr.

- Nr. 165: Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. Af Paaby, H. et al. 187 s., 150,00 kr.
- Nr. 166: Analyse af dioxin og pentachlorphenol i nye textiler. Af Vikelsøe, J. & Johansen, E. 46 s., 40,00 kr.
- Nr. 167: Fejlkilder i den danske vildtudbyttestatistik. Af Asferg, T. 27 s., 40,00 kr.
- Nr. 168: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1995/1996 i Danmark. Af Clausager, I. 41 s., 35,00 kr.
- Nr. 169: Effects of fitting dummy satellite transmitters to geese. A pilot project using radio telemetry on wintering Greenland White-fronted geese. By Glahder, C. et al. 38 p., DKK 40,00.
- Nr. 170: Seabird colonies in western Greenland. By Boertmann, D. et al. 148 p., DKK 100,00.
- Nr. 171: Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Karup Å, Hvidbjerg Å/Thy, Ryå og Skals Å, 1985-1994. Af Madsen, A.B. 42 s., 45,00 kr.
- Nr. 172: Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Danmark 1996. Af Hammershøj, M. 43 s., 45,00 kr.