



Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer : Delrapport vedr. eutrofiering

Thomsen, Helge Abildhauge; Nielsen, Torkel Gissel; Richardson, K.

Publication date:
2002

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Thomsen, H. A., Nielsen, T. G., & Richardson, K. (2002). *Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer : Delrapport vedr. eutrofiering*. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport Nr. 110-02
[http://www.difres.dk/dk/publication/files/22122003\\$net-110-eutrofiering.pdf](http://www.difres.dk/dk/publication/files/22122003$net-110-eutrofiering.pdf)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer

Delrapport vedr. eutrofiering

Helge Thomsen, DFU, koordinator
Torkel G. Nielsen, DMU
Katherine Richardson, Århus Universitet

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Jægersborgvej 64-66
DK-2800 Kgs. Lyngby

ISBN: 87-90968-32-8

DFU-rapport nr. 110-02

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	3
2. Kilder	4
2.1. Næringsstof kilder til de danske farvande	4
2.1.1. Landbaserede kilder	4
2.1.2. Atmosfærisk deposition	5
2.1.3. Tilstødende farvande	6
2.2. Langtidsudvikling i næringsstof tilførsler	7
3. Effekter på algesamfund og trofisk struktur i vandfasen	8
3.1. Plankton succession i danske farvande	8
3.2. Udvikling i algebiomasse og primærproduktion	10
3.3. Fiskeproduktionens afhængighed af algenes primærproduktion	12
3.4. Ændret trofisk struktur	14
3.4.1. Skive Fjord	14
3.4.2. Mariager Fjord	16
3.5. Skadelige og giftige algeopblomstringer i danske farvande	20
3.5.1. Skaldyr	22
3.5.2. Fisk	23
4. Iltsvind / bundvendinger	27
5. Eutrofiering og bundfauna	32
6. Eutrofiering og makrofyter - kystbiotoper	36
6.1. Tidsmæssig udvikling	38
6.2. Ålegræs og makroalger i relation til fiskebestande	38
6.2.1. Ålegræs	38
6.2.2. Eutrofieringstolerante enårige alger	39
6.2.3. Hårdbundsvegetationen	40
7. Konklusion og anbefalinger	42
8. Referencer	43

1. Indledning

Ved eutrofiering forstås i almindelighed stigninger i tilførsel af næringssalte, primært kvælstof og fosfor, til et givet vandområde. Eutrofiering kan ske som følge af naturlige processer, f.eks. 'upwelling', men som hovedregel vil der være tale om kulturbetinget eutrofiering hvor stigningen i tilførsel skyldes menneskelig aktivitet i oplandsområderne. Der kan være grund til understøtte, at brugen af begrebet 'eutrofiering' som beskrevet ovenfor, ikke er i overensstemmelse med nyere, mere præcise og perspektiverende, definitioner af termen (se Nixon 1995 og Richardson & Jørgensen 1996). Nixon (1995) definerer eutrofiering som en forøgelse af organisk materiale i et økosystem. Da fotosyntese udgør langt den største kilde til organisk materiale i de fleste havområder, er 'eutrofiering' i praksis synonymt med en forøgelse i primærproduktion. Lyset er tilnærmet uændret fra år til år, hvilket betyder at det reelt er næringssalte der styrer mængden af fotosyntese. Derfor er eutrofiering ofte en følge af en øget tilførsel af næringssalte.

Den mest umiddelbare effekt af eutrofiering vil for de fleste økosystemer være en større produktion af plantemateriale, enten i relation til vandfasens fritsvævende fytoplankton, eller i forhold til de kystnære bundområders bevoksninger af makroalger på småsten og stenrev, blomsterplanter på sandbund og mikroalger i de øverste millimeter af sedimentet. I takt med væksten i fødegrundlaget vil der i eutrofieringsforløbet første fase, 'berigelsesfasen' (se fig. 1), ofte kunne ses en vækst i biomasse også for fisk og bundtilknyttede dyr.

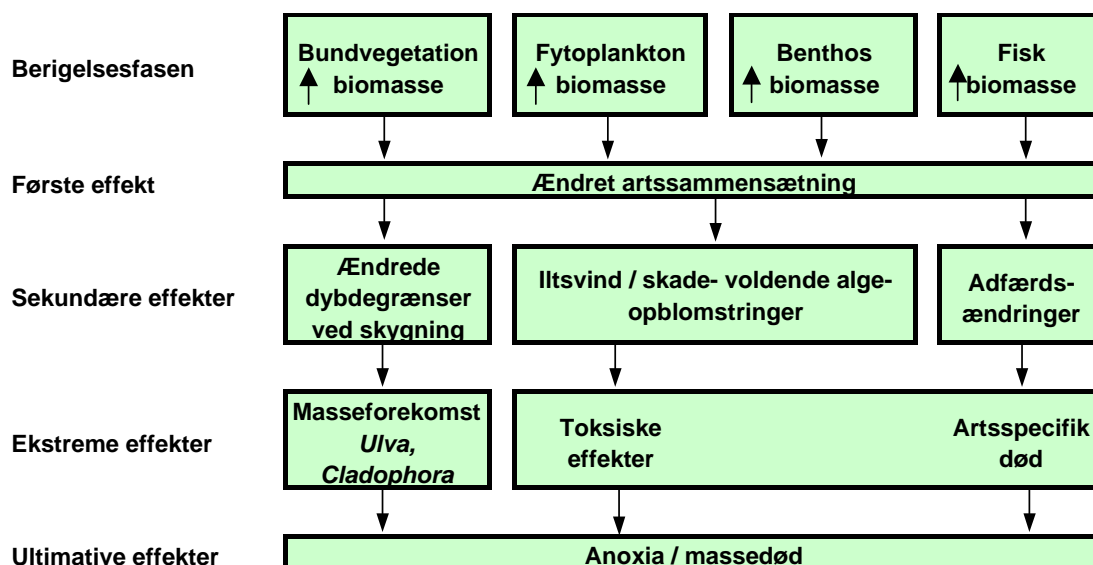


Fig. 1. Skema over generelle eutrofieringseffekter. Modificeret fra Richardson & Jørgensen (1996) og Gray (1992).

De første effekter af eutrofiering vil ofte være ændringer i artssammensætning af f.eks. bunddyrfaunaen eller vandfasens primærproducenter, hvor der selekteres for forureningstolerante former. Dette kan ændre både kvalitet og størrelsesspektrum i fødeudbuddet hvilket naturligvis i sig selv indebærer muligheden for kaskadeeffekter gennem de ovenfor liggende trofiske niveauer, og kan i princippet være afgørende for, om et givet produktionssystem i sit højeste trofiske niveau bidrager med tilvækst af fiskerirelevante ressourcer eller vandmænd.

I det videre forløb kan der, jfr. fig. 1, skelnes mellem sekundære effekter af eutrofiering som f.eks. forekomst af skadevoldende algeopblomstringer, skygning af bundtilknyttede planter, iltsvindshændelser og adfærdsændringer hos organismer på højere trofiske niveauer. Det ultimative slutprodukt af et massivt eutrofieringsforløb i vandområder med ringe vandudskiftning vil kunne være totalt iltfrie områder og massedød, et fænomen som i nyere tid i Danmark er set f.eks. i forbindelse med iltsvindshændelserne i Mariager Fjord i 1997.

Dette kapitel er struktureret således, at der først fokuseres på kilderne og derefter gives en kortfattet beskrivelse og eksemplificering af hovedsageligt de effekter som i det ovenstående diagram (fig. 1) er angivet som de sekundære effekter af eutrofiering.

2. Kilder

2.1. Næringsstof kilder til de danske farvande

Næringsstofferne kvælstof og fosfor tilføres de danske farvande fra det omgivende land og tilstødende farvande, samt for kvælstofs vedkommende også fra atmosfæren.

2.1.1. Landbaserede kilder

Detaljerede opgørelser af næringsstof udledninger fra Danmark til marine områder startede først med Vandmiljøplanens overvågningsprogram i 1989. Udviklingen frem til 2000 fremgår af fig. 2. For kvælstofs vedkommende stammer hovedparten fra udvaskning fra især landbrugsjord, mens udledningerne fra punktkilder spiller en mindre og aftagende rolle gennem perioden. Fosfor kom i 1980erne og begyndelsen af 1990erne langt overvejende fra punktkilder, dvs. industri- og især husspildevand. En effektiv rensningsindsats i forbindelse med Vandmiljøplanen har imidlertid reduceret fosforudledningerne fra punktkilder med ca. 90% i forhold til 1980erne, og i dag er den diffuse fosfor udvaskning fra jorden den største kilde (Henriksen (red.) 2001).

Udvaskningen af næringsstoffer fra jorden følger ferskvandsafstrømningen. Dette giver store variationer i næringsstof tilførslen til farvandene over året og fra år til år. For kvælstofs vedkommende kan der være 100% forskel mellem tørre og våde år. Dette

slører billedet af en generel udvikling, men der er i de seneste år konstateret en nedgang i kvælstof udvaskningen i forhold til vandafstrømningen (Bøgestrand (red.) 2001). Da udvaskningen følger afstrømningen, er udledningerne af næringsstoffer til vore farvande størst om vinteren og mindst om sommeren.

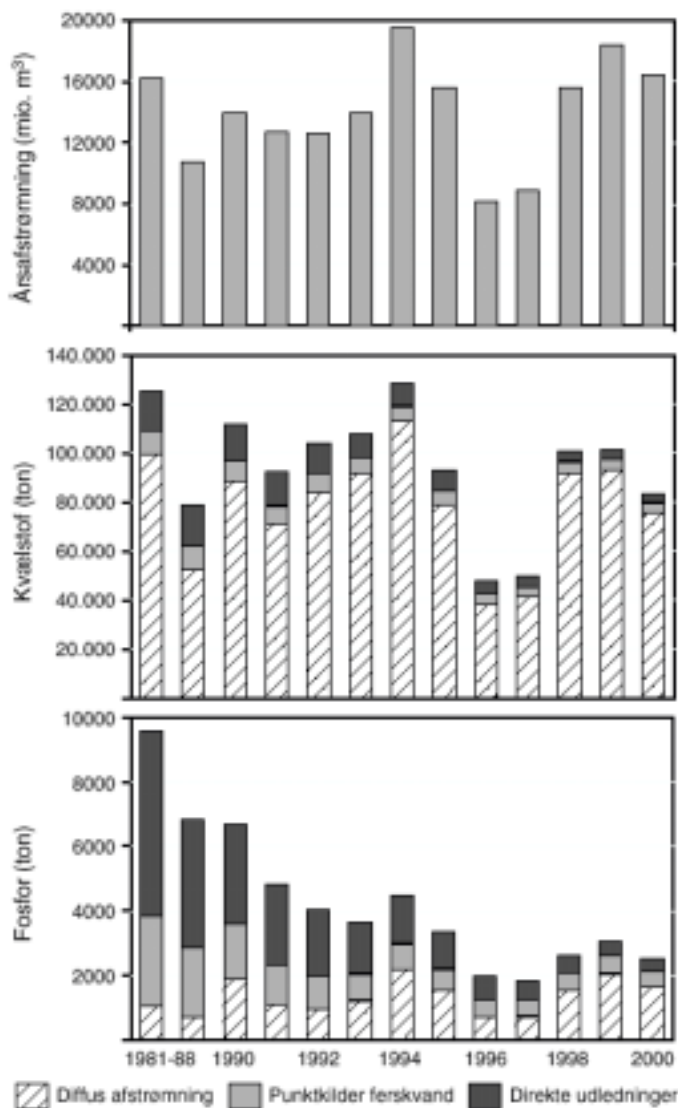


Fig. 2. Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2000, samt middel for perioden 1981-88.

Efter Henriksen (red.) 2001.

2.1.2. Atmosfærisk deposition

Den atmosfæriske deposition af kvælstof på de åbne indre danske farvande udgør i middel ca. 30% af den samlede tilførsel fra land og atmosfæren (tabel 1). Atmosfæren udgør dermed en væsentlig kvælstofkilde i åbne farvande med store overflade arealer. Økologisk spiller det også en rolle, at depositionen er mere jævnt fordelt over året end udledningerne fra land, og om sommeren i perioder overstiger disse.

Godt halvdelen af depositionen skyldes udledning af iltede kvælstofforbindelser ved afbrænding af fossile brændstoffer i Europa, mens resten hovedsageligt skyldes ammoniak fordampning fra landbrugets husdyrhold. Der er i perioden 1989-2000 obser-

veret et fald i luftens indhold af partikulært bundet kvælstof og også en tendens til et fald i våddepositionen over Danmark (Ellermann *et al.* 2001).

2.1.3. Tilstødende farvande

Der foregår en intens udveksling af vand og næringsstoffer mellem de indre danske farvande og de tilgrænsende Skagerrak og Østersøen. Netto har Østersøen et årligt vandoverskud på ca. 470 km³ fra floder og nedbør. Dette overskud strømmer ud gennem de indre danske farvande til Skagerrak. De gennemsnitlige årlige netto transporter af næringsstoffer gennem de indre farvande i perioden 1989-96 fremgår af tabel 1 sammen med tilførslerne fra land og atmosfæren. Det skal bemærkes, at kvælstof koncentrationen i det udstrømmende vand fra Østersøen er væsentlig lavere end i de indre farvande, Skagerrak og Vesterhavet (jvf. fig. 3).

Tabel 1. Tilførsel af kvælstof og fosfor i 1000 t/år til de indre danske farvande (Kattegat, Øresund og Bælthavet) i middel for perioden 1989-96 (baseret på Rasmussen *et al.* 2002).

	Danmark	Sverige	Tyskland	Atmosfæren	Østersøen	Skagerrak	Sum
Kvælstof	60	26	12,5	44,5	150	-165	128
Fosfor	3,38	0,54	0,35		11,44	-9,88	5,83

Af tabel 1 fremgår, at der er en akkumulering af både kvælstof (128,000 t/år) og fosfor (5,830 t/år) i de åbne indre danske farvande. En del af kvælstoffet forsvinder til atmosfæren ved denitrifikation. Resten sammen med fosfor overskuddet ophobes i sedimentet. En del begravnes permanent, mens en del igen kan frigives til vandet. Især frigives store mængder fosfor fra sedimentet sommer og efterår, når iltforholdene i sedimentet reduceres (Rasmussen *et al.* 2002). Da fosforudledningerne fra land er små i forhold til advektionen fra de tilgrænsende havområder og frigivelsen fra sedimentet, kan en yderligere reduktion i udledningerne ikke forventes at få væsentlig indflydelse på fosfor koncentrationen i de åbne indre farvande. Derimod kan der forventes en effekt af reduktion af kvælstof tilførslerne fra land og atmosfæren, da disse er større end tilførslerne fra nabofarvandene og frigivelsen fra sedimentet (Rasmussen *et al.* 2002).

De højeste koncentrationer af kvælstof i åbne danske farvande findes langs den jyske vestkyst (fig. 3). Dette skyldes Den jyske Kyststrøm, der fører vand fra Tyske Bugt op langs Vestkysten til Skagerrak. Kvælstof tilførslen til Tyske Bugt med floderne Elben, Weser og Ems er 10-15 gange større end den danske udledning af kvælstof til Vesterhavet. Dette viser tydeligt, at havforurening er grænseoverskridende og skal bekæmpes i et internationalt samarbejde.

2.2. Langtidsudvikling i næringsstof tilførsler

Tidsserierne for landsdækkende næringsstof udledninger er begrænset til de seneste 10-15 år, også i vore nabolande. Bedømt ud fra lange tidsserier af næringsstof koncentrationer i enkelte floder og vandløb konkluderer EEA (2001), at et konservativt estimat for stigningen i kvælstofudledning fra land til Østersøen og Nordsøen er en fordobling fra 1950erne til 1980erne, og for fosfor en firedobling fra 1940erne til 1970erne. For kvælstofdepositionen fra atmosfæren estimerer EEA (2001) en stigning fra 1950erne til 1980erne på 40% for Nordsøen og 50% for Østersøen. Til sammenligning er koncentrationerne om vinteren af både nitrat og fosfat steget en faktor 1,4 til 2 i Østersøen, Kattegat og Tyske Bugt fra ca. 1970 til 1980erne, mindst i Kattegat (EEA 2001).

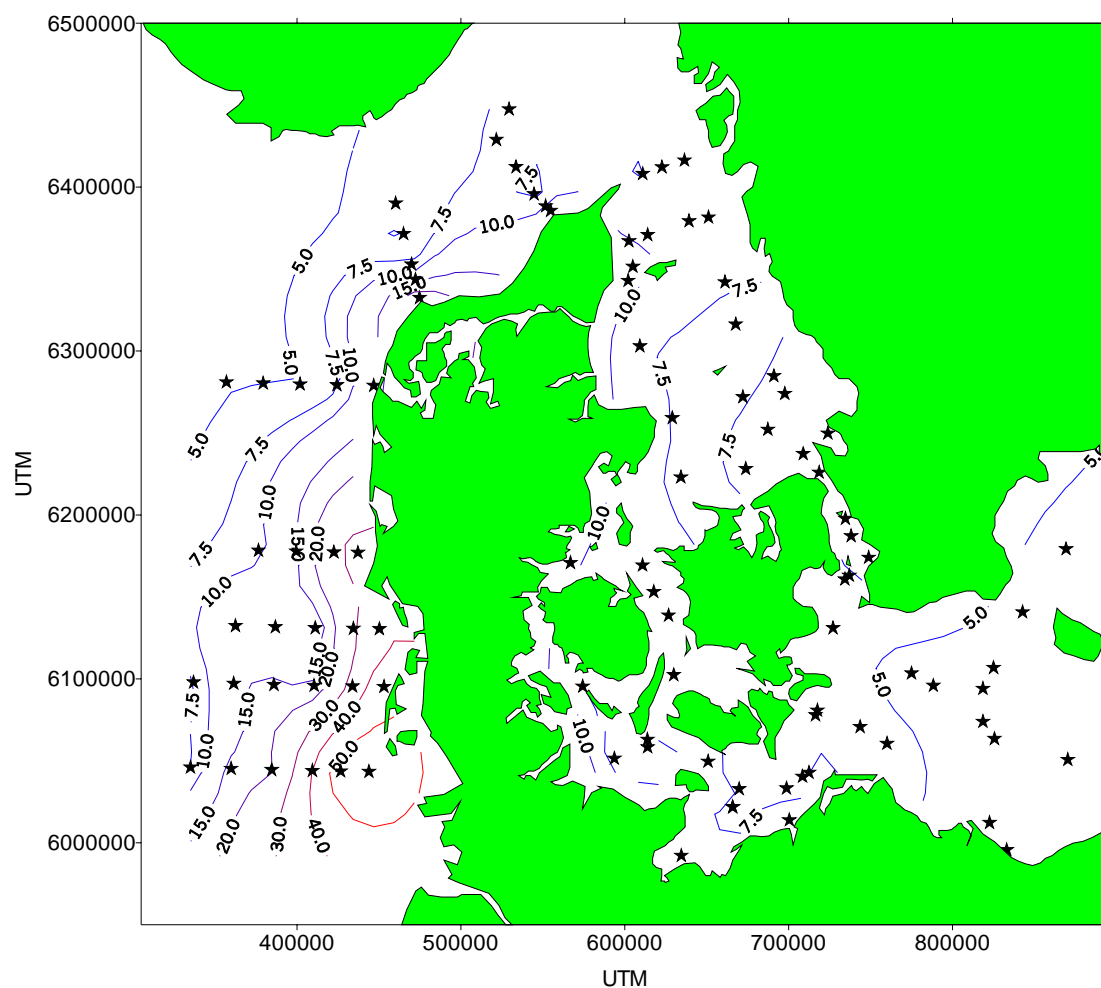


Fig. 3. Middelkoncentrationer af nitrat+nitrit i overfladen (0-10 m) i danske og tilstødende farvande i vinteren (januar-februar) 2000. Baseret på danske, svenske og tyske overvågnings data.

3. Effekter på algesamfund og trofisk struktur i vandfasen

3.1. Plankton succession i danske farvande

Som baggrund for de efterfølgende afsnit gives der her et kort rids af den sæsonmæssige udbredelse af planktonalger og dyreplankton i havet (fig. 4).

I vinterperioden er vandsøjlen opblandet og lysindstrålingen lav. Mængden af alger i vandfasen og disses produktion er derfor tilsvarende lav, uanset at de primære næringssalte er tilstede i høje koncentrationer. Forårsopblomstringen initieres ved en kombination af øget lysindstråling og lagdeling af vandmasserne. I Kattegat sker dette typisk i marts måned, eftersom vandmasserne her er lagdelte en stor del af året pga. saltspringlaget i grænselaget mellem det brakke Østersøvand og det salte Nordsøvand. I Nordsøen og Østersøen er tidspunktet forskudt, typisk til april måned, idet der her skal ske en temperaturbetinget lagdeling af vandmasserne. Forårsopblomstringen er domineret af kiselalger og varer typisk 2-4 uger indtil næringssaltene er opbrugte. Det er karakteristisk, at hovedparten af algebiomassen bundfældes og bidrager til opbygning af biomasse i bunddyrsamfundene. I den efterfølgende periode er mængden af alger lav og væksten begrænset pga. af næringssaltmangel. Biomassen domineres af små flagellater. Kun i springlaget hvor der fortsat er tilstrækkeligt med lys til vækst og næringssalte i overskud i den underliggende vandmasse vil der fortsat være store og produktive algemængder. I sensommer og efterårsperioden sker der en omrøring af vandmasserne og nedbrydning af springlagene. Næringssalte tilføres overfladevandmasserne og danner baggrund for en efterårsopblomstring som udover kiselalger typisk består af autotrofe dinoflagellater.

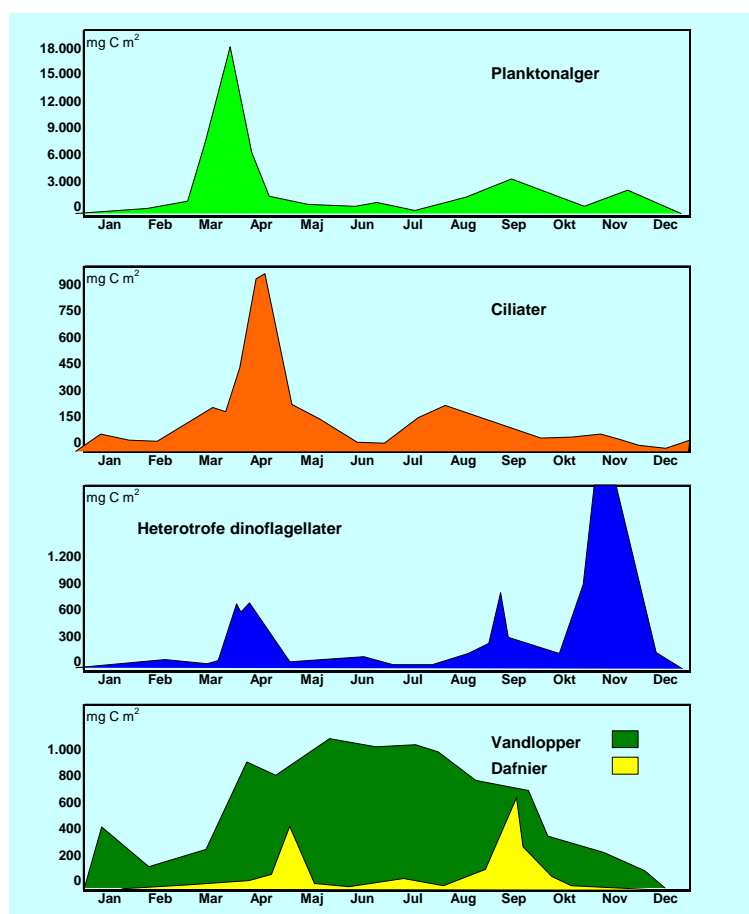
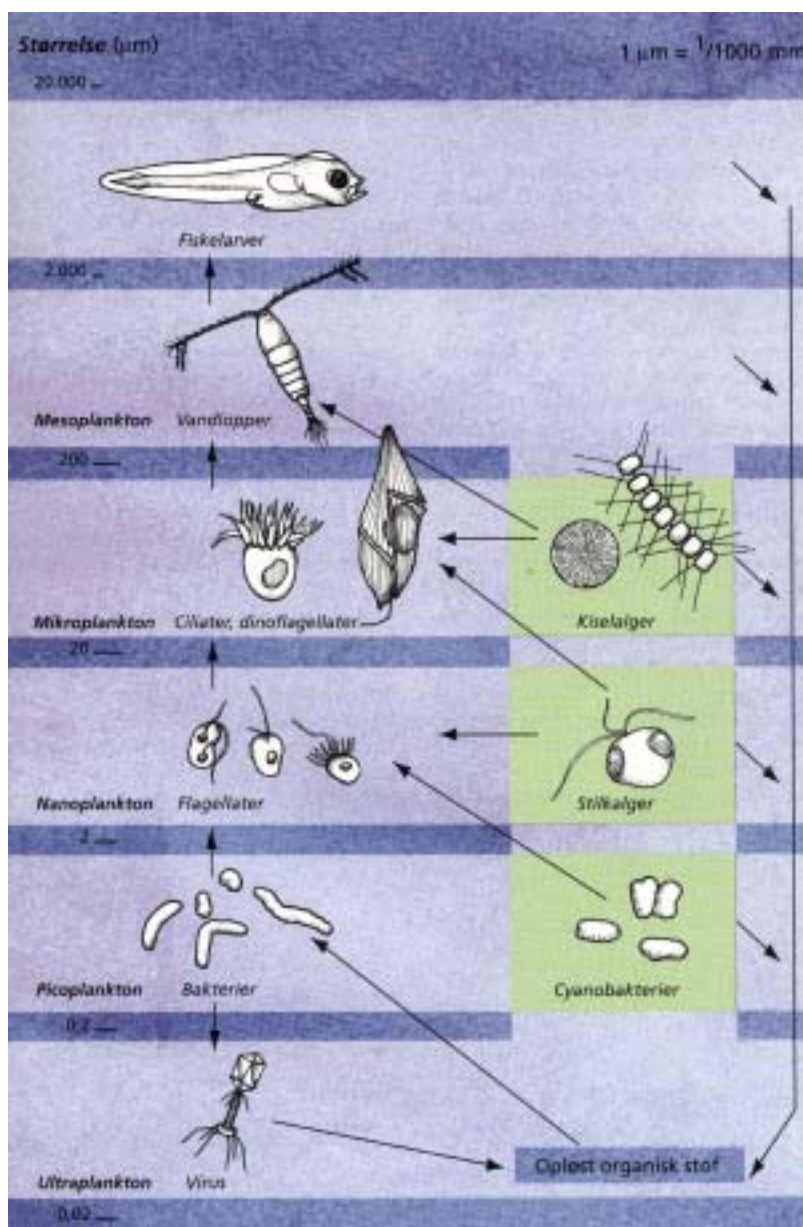


Fig.4. Den sæsonmæssige udbredelse i mængden af planktonalger og dyreplanktongrupperne ciliater, heterotrofe dinoflagellater, copepoder og dafnier i det sydlige Kattegat.

Efter Nielsen & Hansen 1999.

Det encellede dyreplankton i danske farvande domineres af ciliater og heterotrofe dinoflagellater. Det er karakteristisk for begge grupper af organismer, at generations-tiden er kort (få dage) og at der derfor ved tidsseriestudier typisk vil kunne erkendes en direkte kobling til biomasseudviklingen hos fødegrundlaget, som er fytoplankton. De største biomassetoppe vil derfor typisk være på bagkanten af forårs- og efterårsopblomstringerne, hvor vandloppernes græsningstryk på det encellede dyreplankton samtidig vil være reduceret.

Det flercellede dyreplankton domineres i danske farvande af vandlopper, som er et vigtigt fødegrundlag for fiskelarver. I kystnære områder kan dafnier og larver af bunddyr spille en betydelig rolle. Vandlopper har et kompliceret livsforløb med mange udviklingsstadier. Hvideæggene klægger om foråret og ved supplerende ægproduktion fra vinteroverlevende vandlopper, opbygges der gradvist en stor biomasse, som toppe i sommermånederne. Vandloppernes primære fødekilde i sommerperioden er encellet dyreplankton som er i stand til at græsse på de i den periode dominerende små algeformer. Dafnier kan, pga. af deres evne til at gennemføre jomfrufødsler, reagere hurtigere på skift i mængden af planktonalger. Det er derfor typisk, at deres biomasseudvikling i højere grad vil følge algebiomassens årstidsmæssige svingninger. I fig. 5 illustreres i skematisk form fødekædesammenhænge for de laveste trofiske niveauer til og med fiske-larver.



gere hurtigere på skift i mængden af planktonalger. Det er derfor typisk, at deres biomasseudvikling i højere grad vil følge algebiomassens årstidsmæssige svingninger. I fig. 5 illustreres i skematisk form fødekædesammenhænge for de laveste trofiske niveauer til og med fiske-larver.

Fig. 5. Skematisk illustration af fødekædesammenhænge til og med fiske-larver. Primærproducenterne er placeret i højre kolonne. Reproduceret fra Nielsen og Hansen 1999.

3.2. Udvikling i algebiomasse og primærproduktion

Biomassen af planktonalger er i danske farvande tæt koblet til tilgængeligheden af kvælstof (fig. 6), således at en højere kvælstoftilførsel giver en højere planktonbiomasse. I sommermånederne kan total kvælstof forklare 60% af variationerne i klorofyl.

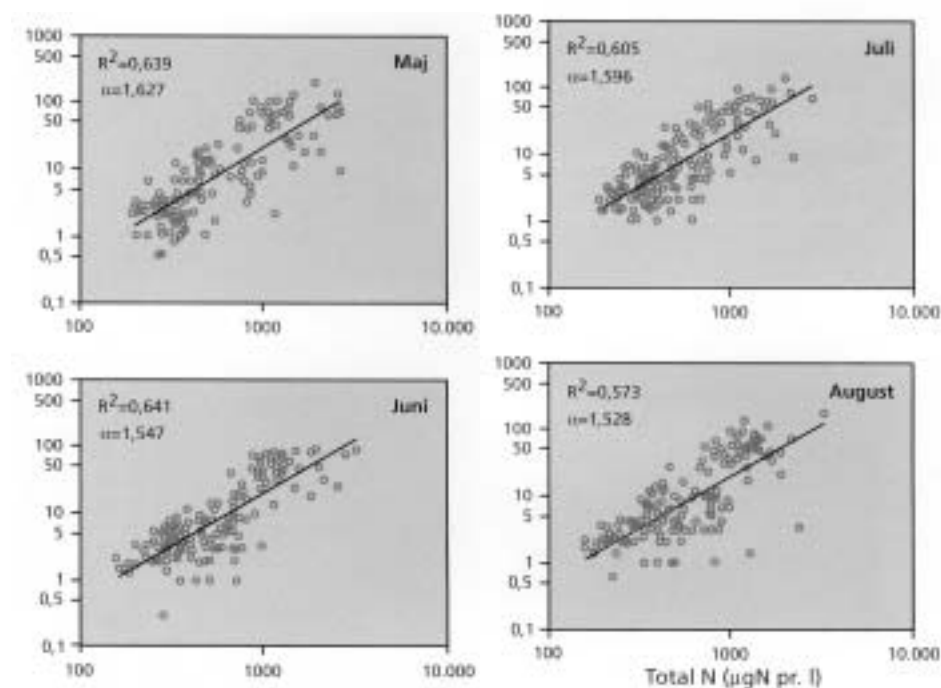


Fig. 6. Sammenhænge mellem fytoplanktonbiomasse (målt som klorofyl-a) og total-N i danske fjorde og kystvande. Reproduceret fra Sand-Jensen et al. 1994.

Udviklingen i klorofylkoncentration som udtryk for fytoplanktonbiomasse i perioden 1975 til 2000 for fjorde- og havområder er gengivet i fig. 7 (Henriksen (red.) 2001). For fjordområderne (fig. 7A) ses et markant fald fra 1988. Middelværdien for 1978-88 var 25 % højere end for perioden fra 1989. For de klimakorrigerede værdier (fig. 7B / afstrømning og indstråling) ses et relativt stabilt niveau gennem 90'erne. I de åbne farvande (fig. 7C) er der en overordnet tendens mod faldende værdier igennem perioden. Der er fundet signifikante sammenhænge mellem klorofylkoncentrationen og afstrømning, vind samt temperatur for perioden 1987 og frem. I denne periode er der ingen trend i udviklingen af koncentrationerne (fig. 7D).

Rapporterede værdier for primærproduktionsindeks (Henriksen (red.) 2001) viser for fjordområderne et markant fald fra 1980 og frem (fig. 8A). De klimakorrigerede værdier ligger meget stabilt efter 1990, hvilket kan tolkes som de kystnære økosystemers respons på det dokumenterede fald i udledning af fosfor frem til 1991 (Henriksen (red.) 2001). For de åbne havområder er der sket et betydeligt fald fra 1981-1988 (fig. 8C). De afvigende værdier for perioden fra 1998 unddrager sig tolkning, idet der fra 1998

er sket en markant reduktion af måleprogrammet, hvilket betyder, at data ikke er sammenlignelige (Henriksen (red.) 2001).

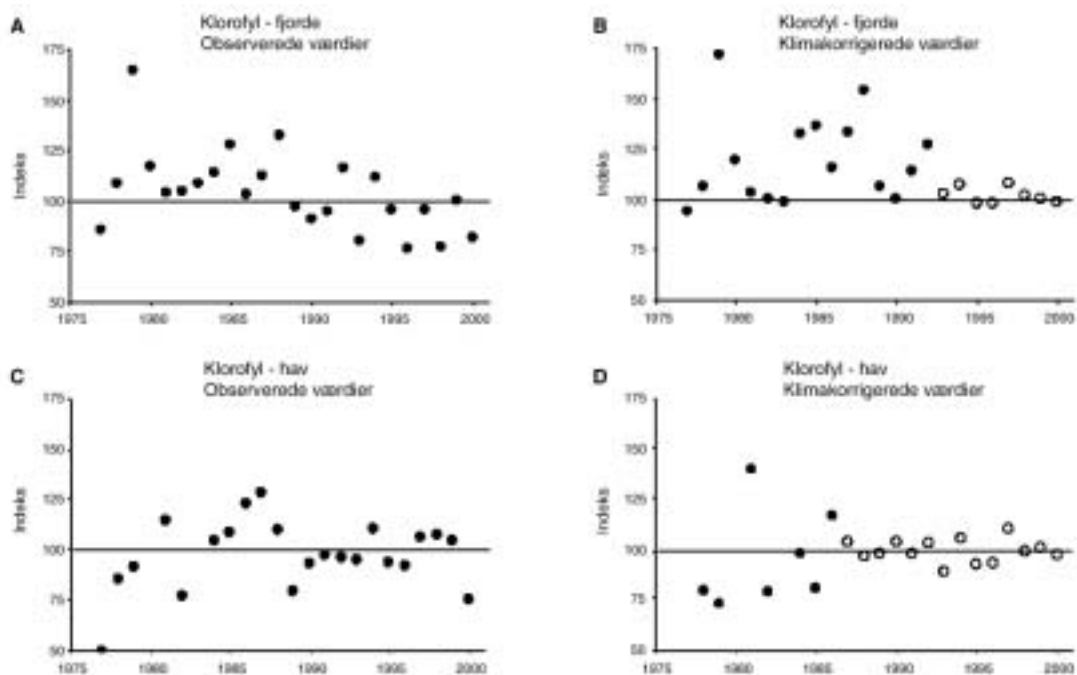


Fig. 7. Udviklingen i klorofylkoncentrationen (marts-oktober) i fjorde (A og B) og på åbne havstationer (C og D). I højre panel vises de klimakorrigerede værdier. Efter Henriksen (red.) 2001.

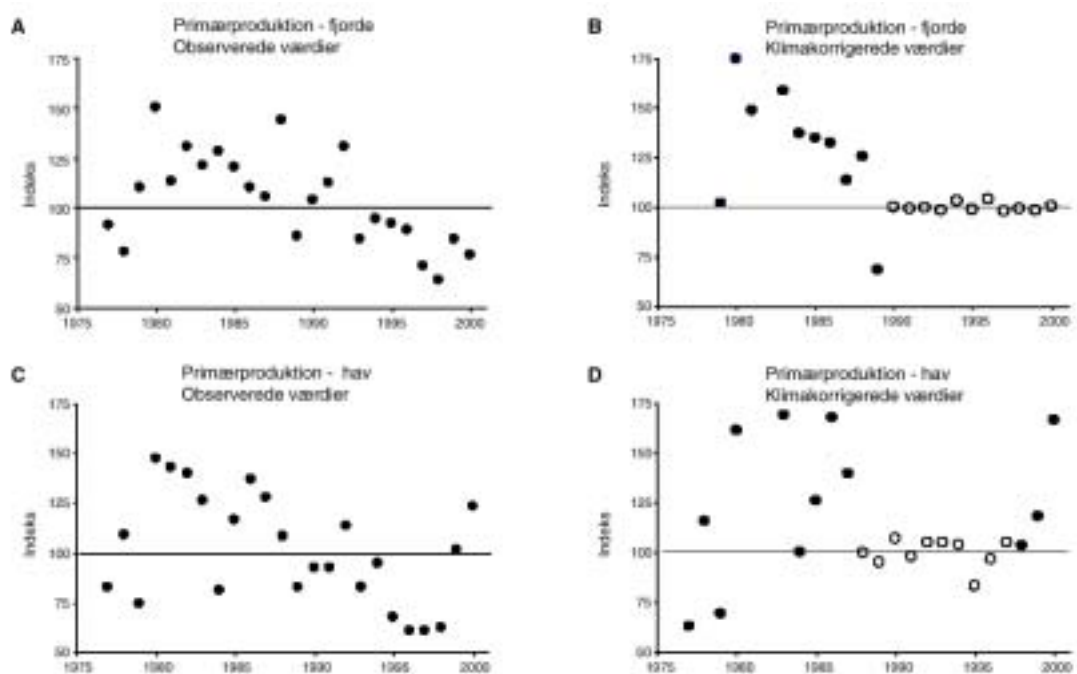


Fig. 8. Udviklingen i årlig areal-primærproduktion i fjorde (A og B) og på åbne havstationer (C og D). I højre panel vises de klimakorrigerede værdier. Efter Henriksen (red.) 2001.

3.3. Fiskeproduktionens afhængighed af algenes primærproduktion

Med baggrund i den ovenfor dokumenterede udvikling i næringssaltbelastning, algebiomasse og primærproduktionsniveauer i danske farvande, er det næste relevante spørgsmål i denne sammenhæng om det konstaterede mønster kan genfindes i fiskeproduktivitet. I et arbejde af Nielsen & Richardson (1996) er der dokumenteret en sammenhæng mellem udvikling i primærproduktion i Kattegat over en 40-årig periode og fiskefangstdata fra det samme område. Som det fremgår af fig. 9, så passer den fundne sammenhæng ydermere med de af Nixon (1992) rapporterede generelle sammenhænge mellem primærproduktion og fiskefangstdata etableret på tværs af en lang række forskellige økosystemer og habitater. Det overordnede mønster mht. Kattegat fangstdata har været en markant stigning (tredobling) fra 1950 til begyndelsen af 1980'erne efterfulgt af et markant fald (gennemsnitlige årlige fangster: 1954-1960: 56 000 t / 1972-1977: 166.000 t / 1984-1992: 115 400 t). I samme periode har der været en markant udvikling både i GRT og den gennemsnitlige størrelse af bådene. Udviklingen i c.p.u.e. ('catch per unit effort') for området vedr. torsk, rødspætte og sild (fig. 10) afspejler på udmærket vis den tilsvarende udvikling i primærproduktivitet og næringssaltbelastning (se fig. 8C) og underbygger, at der eksisterer en sammenhæng mellem fangstsvingninger (som udtryk for fiskebiomasse) og eutrofiering. En signifikant sammenhæng eksisterer for c.p.u.e og biomasseestimer for de samme fiskearter i perioden 1982-1992, hvor fiskeriet har været af aftagende omfang (fig. 11). Det skal dog understreges, at der i forhold til ovenstående er en række forbehold som er væsentlige, og at de etablerede overordnede korrelationer ikke på entydig vis også afspejler en direkte årsags og effekt sammenhæng. Se Nielsen & Richardson (1996) for yderligere detaljer. Blandt disse forbehold kan nævnes at primærproduktionen ikke er det ultimative udtryk for mængden af biomasse som kan kanaliseres til topprædatorer, men at 'den mikrobielle løkke', afhængigt af tid og sted, vil være ansvarlig for en varierende del af energitransporten.

Vidensniveauet er generelt meget begrænset vedr. kvantitativ beskrivelse af enkelte arters respons på ændringer i primærproduktion. Teoretiske overvejelser vil pege på, at planktivore fiskearter alt andet lige, må forventes at reagere med den mindste forsinkelse på ændringer i fødeniveau (primærproduktionsraten), mens demersale fisk omvendt kan blive vækstbegrænsede i perioder med massive stigninger i algebiomasse og primærproduktivitet, som et resultat af de ofte medfølgende iltsvindshændelser. Interessant nok er der i de anvendte Kattegat datasæt (Nielsen & Richardson 1996) et markant skifte mellem demersale fiskearter (torsk og rødspætte) i de første årtier mod pelagiske fiskearter (sild og brisling) i den sidste del af undersøgelsesperioden frem til 1990 som er i overensstemmelse med det teoretisk forventede respons.

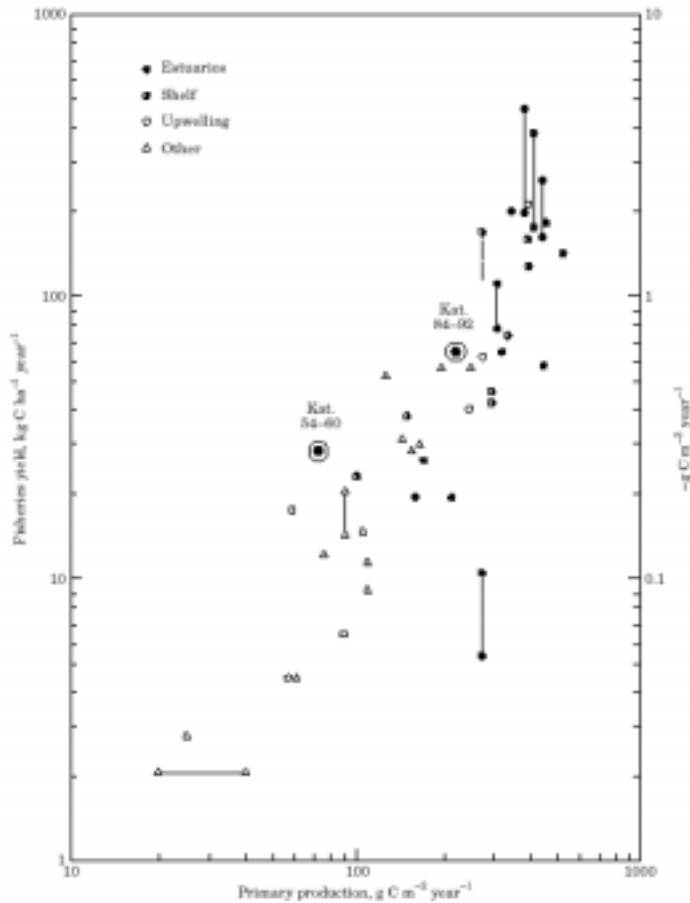


Fig. 9. Fiskeri fangstdata ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) som funktion af primærproduktion $\text{gC m}^{-2} \text{år}^{-1}$) for et antal udvalgte økosystemer og habitater. Data fra Kattegat er indsat. Reproduceret fra Nielsen & Richardson (1996); baseret på Nixon (1992).

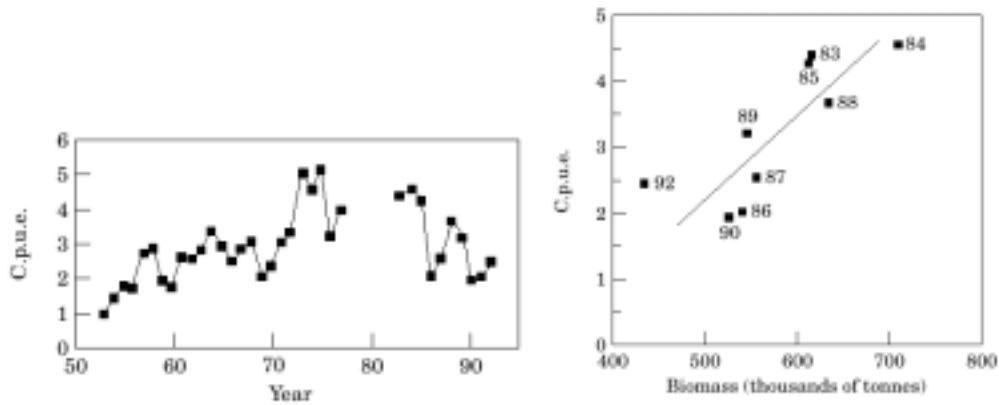


Fig. 10. C.p.u.e. kombineret for torsk, rødspætte og sild i Kattegat, 1953-1992. Reproduceret fra Nielsen & Richardson (1996).

Fig. 11. C.p.u.e. som funktion af kombinerede biomasse estimater for torsk, rødspætte og sild. Reproduceret fra Nielsen & Richardson (1996).

3.4. Ændret trofisk struktur

Som et resultat af Danmarks geografiske placering i et stort brakvandsområde og med stor variation i bundtopografi og belastningsforhold, vil der naturligvis være store regionale forskelle i struktur og funktion af de laveste trofiske niveauer. Den generelle forskel mellem kystzonen og de åbne farvande i forhold til biologisk struktur og funktion er et yderligere komplicerende lag i forhold til de regionale forskelle i fysiske parametre og den deraf afledte biologiske diversifikation. Alligevel kan det generaliserede billede med sin evolutionære tilpasning på mange trofiske niveauer (inkl. fiskelarver) til livsvilkårene på vore breddegrader udmærket fungere som baggrund for en kort gennemgang af nogle udvalgte danske økosystemer, hvor næringsbelastningen har bevirket en så grundlæggende ændring af den basale trofiske struktur at dette har kaskadeeffekter for hele økosystemet.

3.4.1. Skive Fjord

Som resultatet af et intensivt samarbejde mellem Limfjordsamterne foreligger der et godt datamateriale for Limfjorden med stor geografisk og tidsmæssig dækning vedr. variationen i fysiske og biologiske parametre. Skive Fjord er i kraft af tilstrømningsbidrag, reduceret vandudskiftning og saltbetinget lagdeling, det mest belastede enkeltområde i Limfjorden. Dette er tydeligt afspejlet i fotoplanktonsammensætning og successionsmønstre, hvor fjorden er domineret af episodiske opblomstringer (fig. 12) og masseforekomst af enkelte, forureningstolerante arter (fig. 13). Det nyeste tilgængelige datasæt for Skive Fjord fra 2001 (fig. 14 & fig. 15), illustrerer på eksemplarisk vis det episodiske forløb, som præger økosystemudviklingen.

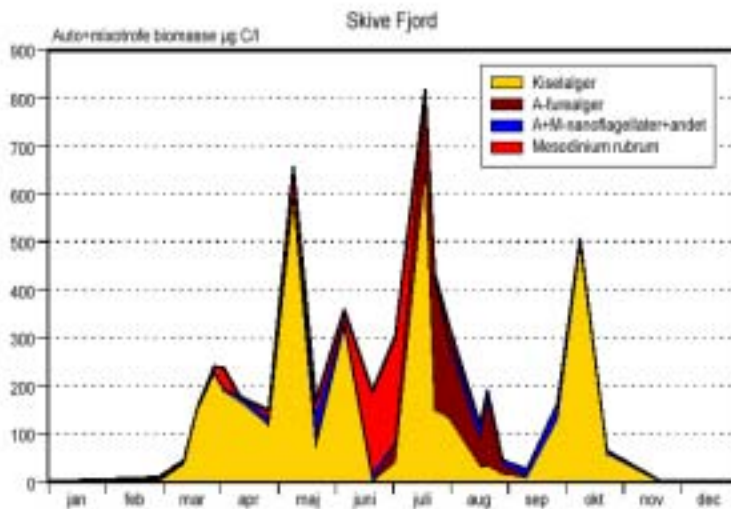


Fig. 12. Biomassen af auto- og mixotrofe organismer ($\mu\text{g C l}^{-1}$) i Skive Fjord fordelt på de dominerende taksonomiske/funktionelle grupper. Mesodinium er en fotosyntetiserende ciliat. Reproduceret fra Rasmussen et al. 2001.

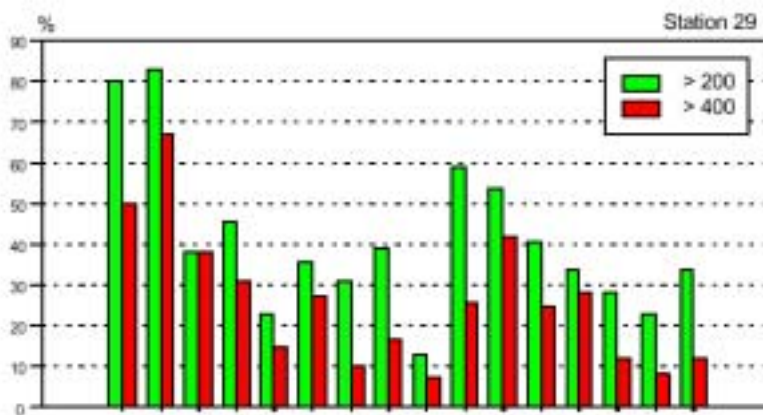


Fig. 13. Den procentvise hyppighed af auto- og mixotrofe biomasser >200 henholdsvis $>400 \mu\text{g C l}^{-1}$ i Skive Fjord (st. 29) i perioden 1985-2000. Reproduceret fra Rasmussen et al. 2001.

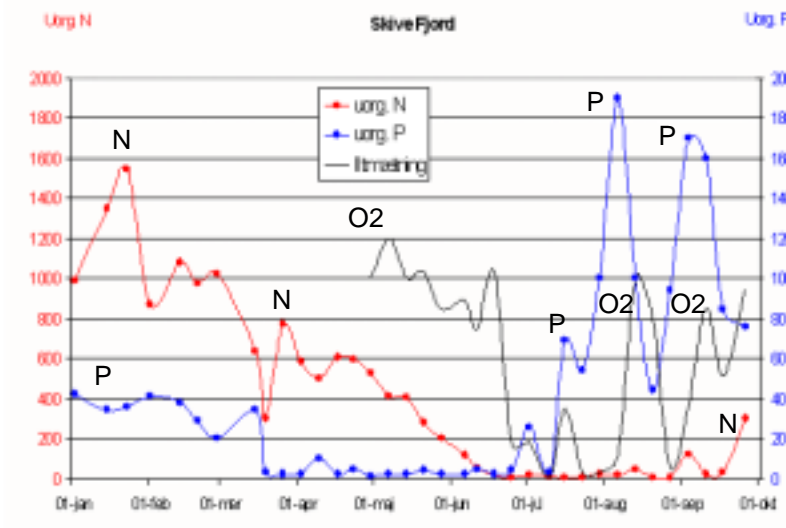


Fig. 14. Koncentrationen af uorganisk kvælstof (N) og fosfor (P) samt iltmætning (O_2) i Skive Fjord jan.-sept. 2001. Reproduceret fra internettet på adressen: <http://www.limfjord.dk/rapporter/sommeren2001/>

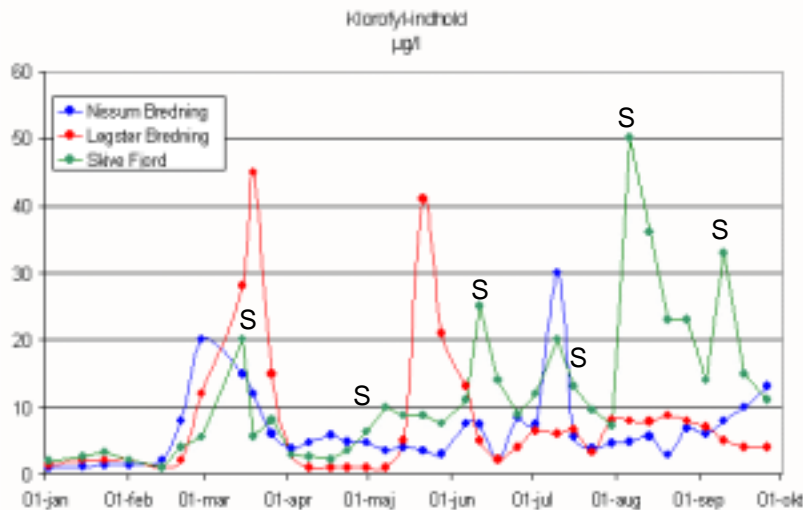


Fig. 15. Koncentrationen af klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$) i Nissum og Løgstør Bredning samt Skive Fjord i 2001. Reproduceret fra internettet på adressen: <http://www.limfjord.dk/rapporter/sommeren2001/>

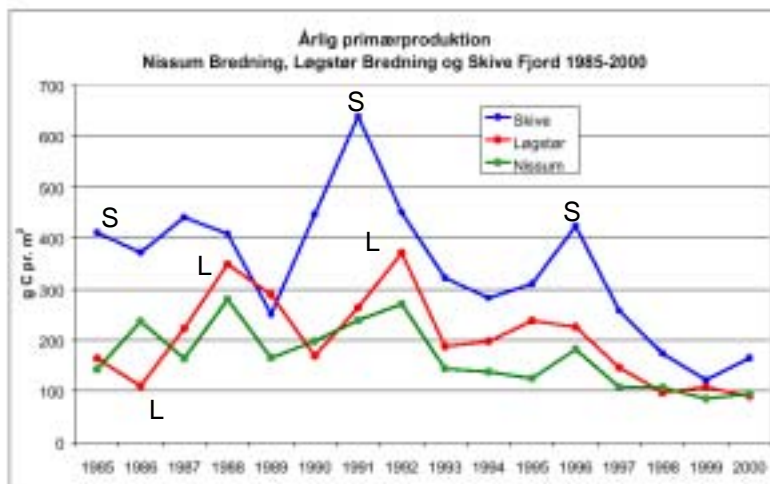


Fig. 16. Den årlige primærproduktion (gC m^{-2}) i Nissum Bredning, Løgstør Bredning (L) og Skive Fjord (S) i perioden 1985-2000. Reproduceret fra Rasmussen *et al.* 2001.

I relation til en analyse af hvorfor fiskebestandene ikke er naturligt reetableret i Limfjorden, som konsekvens af den dokumenterbare forbedring af de generelle miljøforhold (se f.eks. fig. 16, som illustrerer trenden i primærproduktion for 3 udvalgte områder i perioden 1985-2000), vil en nærmere undersøgelse af effekten af biologisk strukturelle forandringer som dokumenteret for Skive Fjord kunne blive et væsentligt analytisk element.

3.4.2. Mariager Fjord

Mariager Fjord er datamæssigt veldokumenteret over en længere tidsperiode (se f.eks. Andersen *et al.* 1998) og har forskningsmæssigt været et fokusområde efter den omfattende iltvindshændelse i 1997. Fjorden er en tærskelfjord med en dyb lagdelt inderfjord. Koncentrationerne af næringssalte i Mariager Fjord er om sommeren blandt de højeste og om vinteren markant højere end i de fleste øvrige danske fjorde og bæltter (fig. 17).

Der er over en årrække (1979-1997) ikke set nogen generel udvikling i koncentrationen af kvælstof mens der i den samme periode er sket et markant fald i koncentrationen af fosfor (fig. 18).

Faldet i fosforkoncentrationen har resulteret i faldende algebiomasser f.eks. under forårsopblomstringen fra 18-63 $\mu\text{g l}^{-1}$ i perioden 1979-88 til et gennemsnit på 4-12 $\mu\text{g l}^{-1}$ i perioden 1989-97. Sigtdybden steg parallelt hermed i forårsperioden fra et gennemsnit på 1-2 m i perioden 1979-85 til et gennemsnit på 4-7 m i perioden 1988-94. Algenes primærproduktion er pt. på ca. 800 g C $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ hvilket fortsat er 2-4 gange mere end i andre danske hav- og fjordområder.

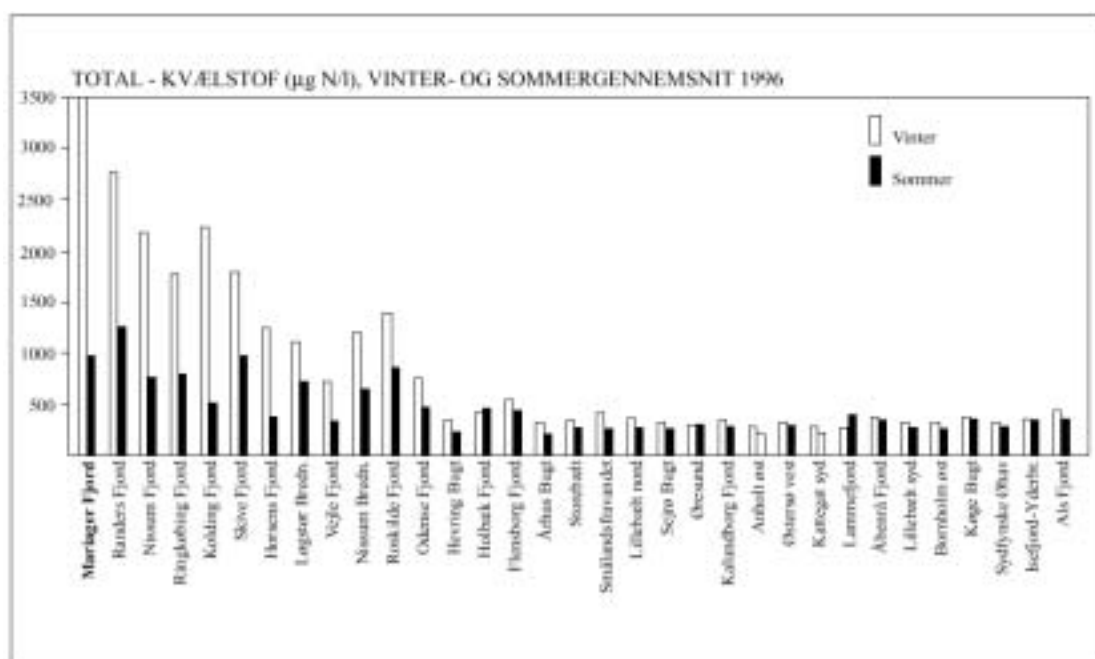


Fig. 17. Overflade vinter- og sommergennemsnit af total-kvælstof i 1996 i udvalgte danske farvande. Reproduceret fra Andersen et al. 1998 med kildeangivelse DMU 1997.

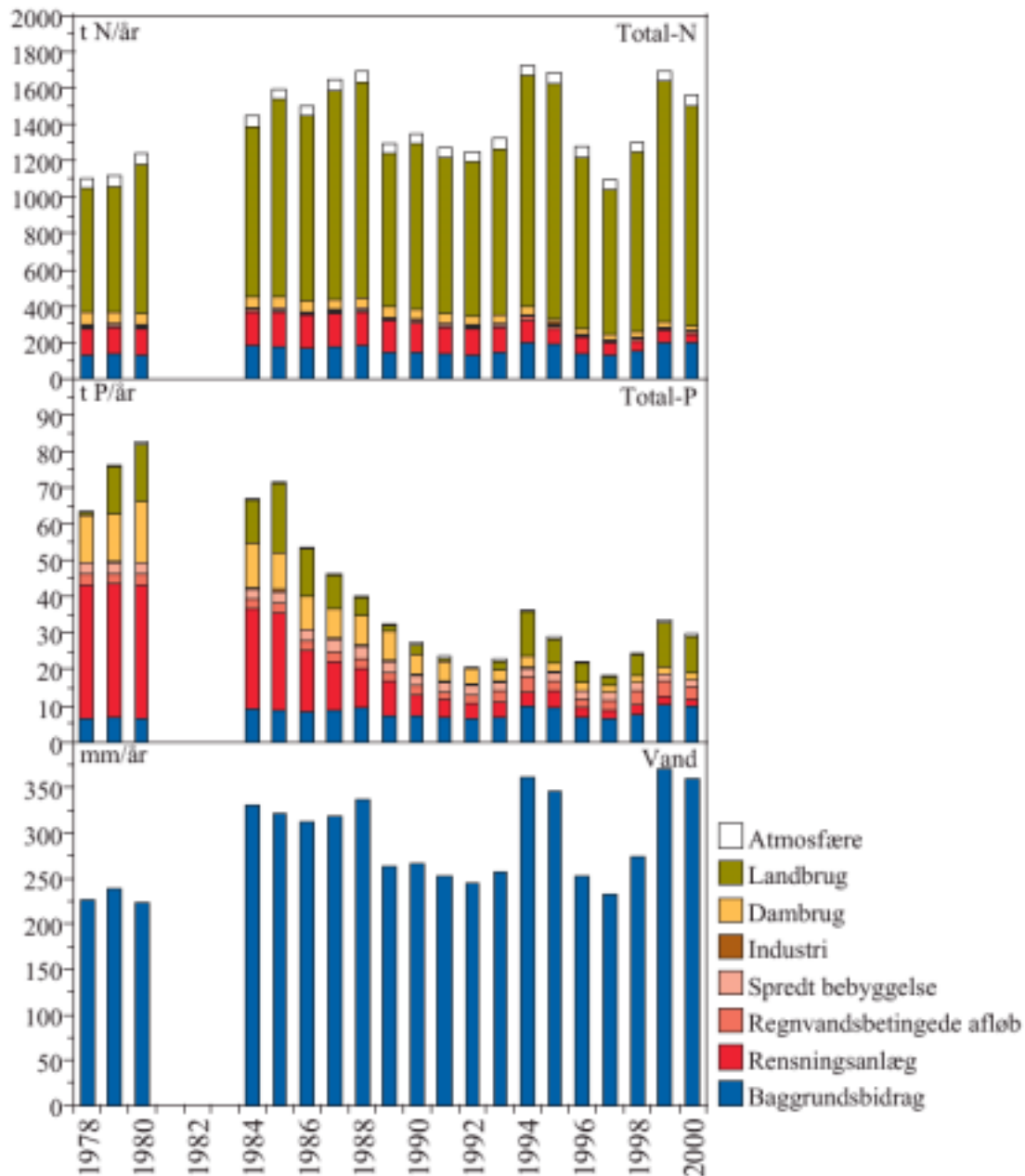


Fig. 18. Tilførsel fordelt på kilde af kvælstof, fosfor og vand til Mariager Fjord fra oplandet og atmosfæren fra 1978-2000. Reproduceret fra Wiggers et al. 2002.

Den trofiske struktur i vandfasen i Mariager Fjord er stærkt præget af de usædvanlige belastningsforhold. Planteplanktonet er domineret af hyppigt afvekslende masseforekomster (fig. 19) af meget få arter, af hvilke kiselalgen *Skeletonema costatum* dominerer i størstedelen af vækstsæsonen. Andre kiselalger, små hurtigtvoksende furealger og den fotosyntetiserende ciliat *Mesodinium rubrum* er dominerende i korte perioder. Forud for iltsvindshændelsen i august 1997 var der i Mariager Fjord en usædvanlig stor opblomstring af furealgen *Prorocentrum minimum* med biomasser på op til 890

$\mu\text{g C l}^{-1}$. De sidste 10 års årgennemsnitlige sammensætning af planteplanktonet er vist i fig. 20.

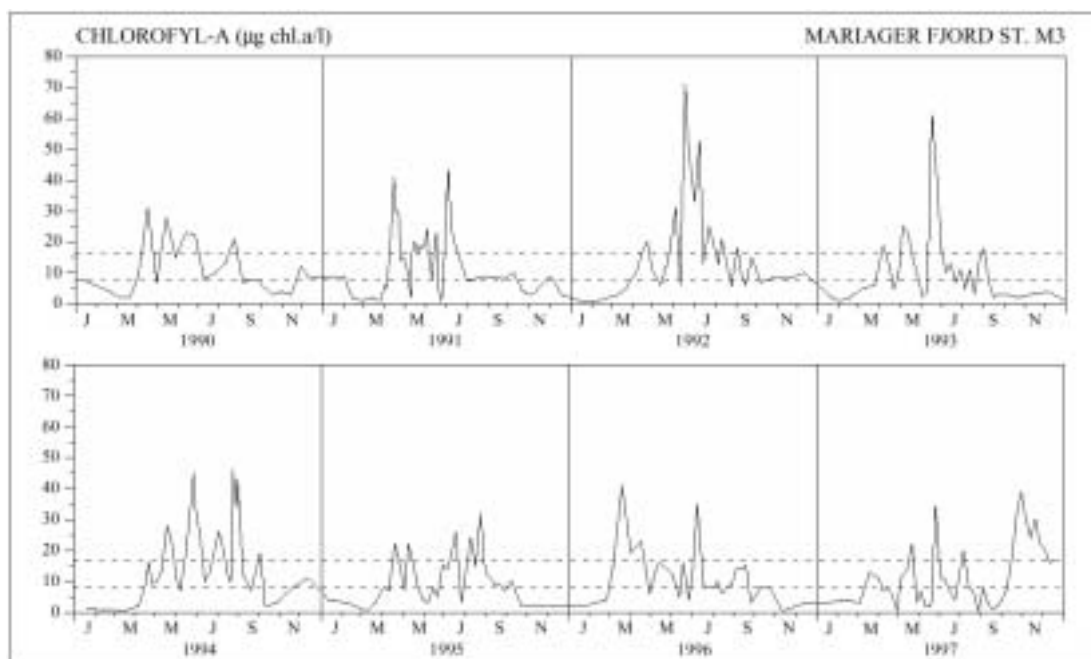


Fig. 19. Koncentrationen af klorofyl-a på st. M3, Dybet, i perioden 1990-1997. Reproduceret fra Andersen et al. 1998.

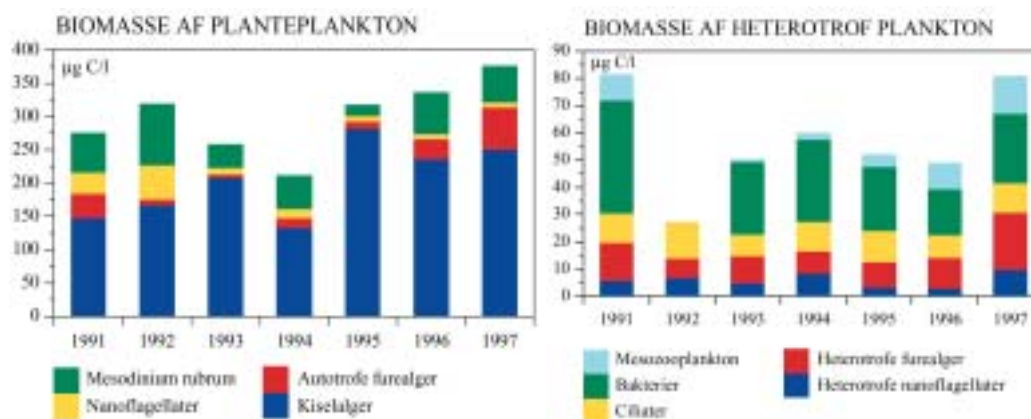


Fig. 20. Den samlede biomasse (årgennemsnit) af planteplankton på st. M3, Dybet, fordelt på grupper i 1991-1997. Reproduceret fra Andersen et al. 1998.

Fig. 21. Den samlede heterotrofe biomasse fordelt på grupper. St. M3, Dybet, i 1991-1997. Reproduceret fra Andersen et al. 1998.

Mængden af dyreplankton er meget lille i Mariager Fjord (fig. 21). Planteplanktonbiomassen reguleres derfor hovedsageligt af bundlevende filtratorer, primært muslinger.

Med dette baggrundsbillede af den trofiske struktur i Mariager Fjord, præget af episodicke hændelser med enarts dominans i det primære produktionsniveau, er det indlysende, at belastningsforholdene for fjorden, kombineret med unikke fysiske rammebetingelser, har skabt et system, som er meget lidt gearret til at understøtte udviklingen af populationskomponenter i vandfasen med lange generationstider og et behov for et diverst fødegrundlag. Den manglende vandfase græsning af de store algebiomasser har dog givetvis mange, samvirkende årsager, af hvilke kan nævnes: (1) græsning på vandloppers æg og nauplier af muslingesamfundet, og af små vandmænd, som ofte er fundet at dominere Mariager Fjord i sommerperioden, samt (2) de meget ugunstige overlevelseshænder for copepodæg og nauplier hvis disse ender i fjordens iltfrie dybvand (Fenchel *et al.* 1995).

3.5. Skadelige og giftige algeopblomstringer i danske farvande

I de sidste ca. 25 år er der ofte rapporteret om forekomst af skadelige og giftige alger i danske farvande. Det er vigtigt at understrege, at mens fænomenet som sådan ikke kan tilskrives menneskelig påvirkning af de marine økosystemer, så er der naturligvis en sammenhæng mellem eutrofieringsniveau og omfanget af de algeopblomstringer som bliver observeret. Mest markant har dette været i perioden umiddelbart efter at kiselalgerne som dominerer forårsopblomstringen, har opbrugt den tilstedeværende kisel i vandfasen, mens samtidig de primære næringsstoffer (N og P) endnu er tilbage i niveauer som kan udnyttes af opportuniste til hurtig biomassetilvækst. Et godt eksempel på denne strategi er forekomsten af *Chatonella* spp. i danske farvande i april-maj måned i de seneste år. Med henblik på en bred indføring i problematikken vedrørende giftige algeopblomstringer henvises til Richardson (1997) og Kaas *et al.* (1999).

De fleste problemer i relation til forekomst af giftige alger i Danmark er knyttet til udnyttelsen af blåmuslinge- og østersforekomster, mens fiskebestande kun i meget sjældne tilfælde er blevet direkte ramt. I tabel 2 (baseret på Kaas *et al.* 1999) er givet en oversigt over potentielt skadelige og giftige alger i danske farvande.

I den efterfølgende korte gennemgang af problematikken er der skelnet mellem effekter på skaldyr og effekter på fiskebestande, idet der er tale om fundamentalt set ret forskellige scenarier.

Algeart	Gifttype	Opblomstring
Giftige arter		
Furealger		
Prorocentrum lima	DSP	Nej
? <i>P. minimum</i>	usikker	Tilbagevendende
<i>Dinophysis acuminata</i>	DSP	Sjældent ²
<i>D. acuta</i>	DSP	Nej ²
(<i>D. hastata</i>)	DSP	Nej ²
<i>D. norvegica</i>	DSP	Nej
<i>D. rotundata</i>	DSP	Nej ²
(<i>D. tripos</i>)	DSP	Nej ²
<i>Alexandrium minutum</i>	PSP	Nej
<i>A. ostenfeldii</i>	PSP	Nej
<i>A. pseudogonyaulax</i>	PSP	Nej
<i>A. tamarense</i>	PSP	Nej
<i>Amphidinium carterae</i>	ukendt	Nej
(<i>Gymnodinium galatheanum</i>)	Fisketoksisk	Nej
<i>Karenia. Mikimotoi</i> ¹	Fisketoksisk	Tilbagevendende
Raphidophyceae		
(<i>Heterosigma akashiwo</i>)	Fisketoksisk	Sjældent
(<i>Chatonella spp.</i>)	Fisketoksisk	Tilbagevendende
Stilkalger (Haptophyceae)		
Chrysochromulina polylepis	Fisketoksisk	Sjældent
<i>C. leadbeateri</i>	Fisketoksisk	Nej
<i>Prymnesium parvum</i>	Fisketoksisk	Tilbagevendende
Kiselalger		
Pseudo-nitzschia delicatissima	ASP	Nej
<i>P. multiseriata</i>	ASP	Nej
<i>P. pseudodelicatissima</i>	ASP	Ja
<i>P. pungens</i>	ASP	Nej
<i>P. seriata</i>	ASP	Nej
Blågrøn-alger		
Nodularia spumigena	Cyanogiftstof	Tilbagevendende
<i>Anabaena spp.</i>	Cyanogiftstof	Tilbagevendende
Skadelige arter		
Furealger		
Noctiluca scintillans	Ammoniak	Tilbagevendende
Stilkalger (Haptophyceae)		
Phaeocystis globosa	Akrylsyre	Tilbagevendende
Kiselalger		
<i>Chaetoceros spp.</i>	Irritation	Tilbagevendende
<i>Coscinodiscus spp.</i>	Slim	Tilbagevendende

¹) Tidligere *Gyrodinium aureolum*

²) Celletal ofte over den kritiske grænse for muslingeforgiftning

Tabel 2. Potentielt skadelige og giftige alger i danske farvande. Arter i parentes er sjældent forekommende.

3.5.1. Skaldyr

Skaldyrene filtrerer dagligt store mængder planktonalger. Når dette sker i områder hvor der forekommer giftproducerende alger kan dette – selv ved relativt **lave celletal** - føre til en ophobning af giftstoffet i muslingen, som kan påføre konsumenterne af skaldyr (inkl. mennesket) en række forskellige forgiftningstyper. Skaldyrene er ikke selv påvirkede af giftstofferne.

Muslingefiskeriet og den videre oparbejdning er reguleret i henhold til Fiskeriministeriets bekendtgørelse nr. 202 af 15. april 1993 om sundhedsmæssige betingelser for fiskeri, behandling, tilvirkning og omsætning af levende, toskallede bløddyr, pighuder, sækdyr og havsnegle. Med henblik på detaljerne i det etablerede overvågningssystem, som omfatter dels undersøgelse af vandprøver for forekomst af alger, dels påvisning af toksin i muslinger, henvises til Bjergskov et al. (2001).

I Tabel 3 er givet en oversigt over resultaterne fra muslingeerhvervets overvågningsprogram.

År	Fangstlokalitet	Musling	Giftstof
1986	Limfjorden	Blåmusling	DSP
1987	Limfjorden	Blåmusling	DSP, PSP
1988	Limfjorden	Blåmusling	DSP, PSP
	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
1089	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
1990	Limfjorden	Blåmusling	DSP, PSP
1991	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
1992	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
	Horns Rev	Spisula solidae	DSP
	Vadehavet	Blåmusling	DSP
1993	Jyllands østkyst	Blåmusling	ASP *
1994	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
	Horns Rev	Spisula edule	DSP
1995	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
1996	Jyllands østkyst	Blåmusling	DSP
1997	Limfjorden	Østers	PSP *
1998	Ikke påvist giftstof		
1999	Vadehavet	Blåmusling	DSP
2000	Jyllands østkyst (koncentrationer ikke over den fastsatte grænseværdi)	Blåmusling	DSP
2001			

(*) Ikke verificeret ved krydstjek mellem flere laboratorier.

Tabel 3. Registreringer af algegifte i muslinger i danske farvande. Data fra muslingeerhvervets overvågning. Efter Kaas et al. 1999 samt Fødevarerdirektoratets rapporter vedr. toksiske alger og algetoksiner i muslingefiskeriet 1999 og 2000.

Fiskeriet er påvirket af algetoksinproblemet i det omfang det fører til restriktioner, jfr. administrationsgrundlaget i det ovenfor omtalte direktiv fra 1993. For 2000, som er det senest afrapporterede overvågningsår, har restriktionerne været meget begrænsede (Bjergskov *et al.* 2001).

Uanset at der primært har været fokus på algegiftstoffernes human toksiske effekter i relation til skaldyrkonsumtion, så er der en række veldokumenterede eksempler på at forgiftning også kan ses hos toppredatorer i de marine økosystemer. Pukkelhvaler (NØ USA) er konstateret døde efter at have spist PSP-inficerede makreller. Søkkøer er døde som følge af NSP forgiftning ud for Florida's kyst, og fugle, pelikaner og skarver, er omkommet i Monterey Bay (Vestlige USA) efter at have fourageret på ASP-inficerede ansjoser.

Azaspirazid – et nyt algetoxin i europæiske farvande. Azaspirazid er påvist ved flere lejligheder i skaldyr fra det vestlige Irland. Den skadevoldende organisme formodes at være furealgen *Protoperdinium crassipes*. Denne alge er vidt udbredt i danske farvande og optræder i perioder (sensommer-efterår) hvor der er registreret nogle hidtil uforklarlige positive udfald af musetest.

3.5.2. Fisk

Mens det er karakteristisk for giftstofferne der via skaldyr markerer sig med human-toksisk effekt at de er relativt velundersøgte, så er de giftstoffer der medfører massedød hos fisk væsentligt dårligere undersøgt. Flere fisketoksiske arter producerer galactolipider, som har hæmolytiske effekter, hvilket betyder at de sprænger røde blodceller. Hos andre arter er der fundet superoxid radikaler og polyætere (bl.a. gymnodimin og prymnesin). Uanset giftstoffernes natur er den væsentligste effekt på fiskene sandsynligvis, at deres iltoptagelse gennem gællerne hæmmes. Giftstofferne påvirker især epithelceller på gæller og i mavetarmsystemet. Den første synlige reaktion hos fisken er typisk produktion af store mængder slim på gællerne.

Effekter af giftstoffer produceret af de såkaldt fisketoksiske arter (Tabel 2) er registreret for fisk og laverestående dyr, mens der ikke er kendte humantoksiske effekter.

Det er karakteristisk for de fisketoksiske alger, at disse skal optræde i egentlig masseforekomst for at deres giftvirkninger kommer til udtryk, og at det derfor vil være mere relevant at vurdere effekten af eutrofiering specielt i relation til forekomstmønsteret hos fisketoksiske alger.

3.5.2.1 Kort gennemgang af de væsentligste tilfælde af fiskedød i danske farvande

Blandt de vigtigste fisketoksiske arter i Danmark er furealgen *Karenia mikimotoi* (tidl. *Gymnodinium mikimotoi* og *Gyrodinium aureolum*). Den seneste opblomstring var i 1997 i det sydlige Kattegat og i Bælterne og resulterede i omfattende dødelighed dog specielt i relation til bunddyr. Algen optræder i det tidlige efterår og primært i springlaget mellem det tunge næringsrige bundvand og det lettere næringsfattige overfladevand, men kan herfra under gunstige vækstbetingelser spredes til hele vandmassen. Algens giftstoffer skader fiskenes gæller.

Chrysochromulina polylepis optrådte i masseforekomst i maj-juni 1988 og dækkede store områder af Kattegat og Skagerrak. Senere forekomster (1991 og 1992) var koncentreret til Lillebælt. Algens giftstoffer skader fiskenes gæller. I forbindelse med opblomstringen i 1992 ramtes havbrug i det berørte område og dette førte til tab af 40 tons ørreder. Opblomstring af *C. polylepis* berører udover fisk også pelagiske organismegrupper generelt, bunddyr og makroalger. Opblomstringen i 1988 førte til omfattende tab på norske laksehavbrug. En anden fisketoksisk art af slægten *Chrysochromulina*, *C. leadbeateri*, er kendt fra Danmark, men er ikke herfra hidtil registreret i masseforekomst. I Norge har også denne art påført havbrugserhvervet omfattende tab.

I maj 1998 blev *Chatonella* spp. for første gang registreret i danske farvande. I forbindelse med masseforekomsten ud for Jyllands vestkyst skete der omfattende fiskedød i hornfiskebestande. I 2000 og 2001 er der igen konstateret masseforekomst af *Chatonella* spp., men uden at det i danske farvande har ført til fiskedød. Norske laksehavbrug led store tab både i 1998 og i 2001 (700 tons) på grund af *Chatonella* spp.

I modsætning til de tre ovenfor citerede cases vedr. fiskedød, så er det karakteristisk for algen *Prymnesium parvum*, at denne kan optræde i masseforekomst i lavsaline kystlaguner med omfattende fiskedød til følge.

3.5.2.2. Algeopblomstringer ('red tides') og eutrofiering

Sammenhængen mellem algeopblomstringer ('red tides') og eutrofiering er formodentlig robust, men ofte vanskelig at dokumentere på grund af manglende, relevante, lange tidsserier. Et klassisk eksempel (fig. 22) er fra Tolo Harbour, Hong Kong (Lam & Ho 1989), hvor der vises en tydelig korrelation mellem antallet af 'red tides' og væksten i Hong Kong's befolkningstal. Parallelt med en faktor 6 stigning i befolkningstal for perioden 1976-1986 er der registreret en faktor 2,5 stigning i næringssaltbelastning. Udover at påvise den intuitivt indlysende sammenhæng mellem kystnær eutrofiering og antallet af 'red tides' er der grund til også at påpege en anden og mere sofistikeret sandsynlig effekt af eutrofiering i relation til 'red tides'. Smayda (1990) analyserer næringsalt data fra Rhinen og dokumenterer udover markante stigninger i perioden 1925-1980 (fig. 23) for nitrat (faktor 3) og fosfat (faktor 7,5) væsentlige æn-

dringer i forholdene N:P og Si:P. Kisel (Si) er i eutrofieringsmæssig sammenhæng en konservativ parameter idet forvittringsprocesser i jordskorpen er den primære kilde. Pointen er i denne sammenhæng, at spildevandstilførslerne fra land aldrig vil have den samme sammensætning som de kystvande de tilledes, og at markante ændringer i de relative forhold mellem de enkelte grundstoffer kan betyde, at balancen i det marine økosystem tippes til fordel for forskellige flagellatyper - og herunder f.eks. de fisketoxinproducerende arter - til fordel for kystområdernes traditionelle årstidsbestemte massive opblomstringer af kiselalger.

Fig. 22. *Sammenhængen mellem antallet af 'red tides' (linje) og befolkningsvæksten i Hong Kong (Lam & Ho 1989).*

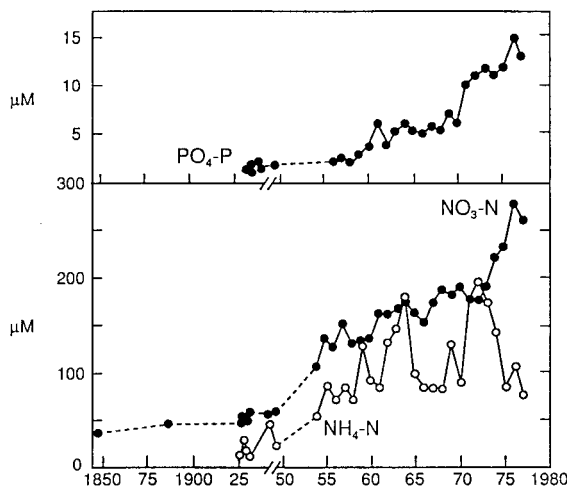
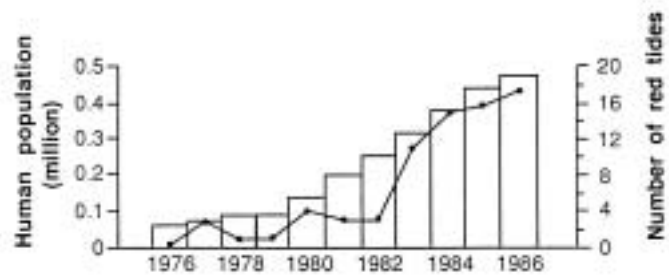
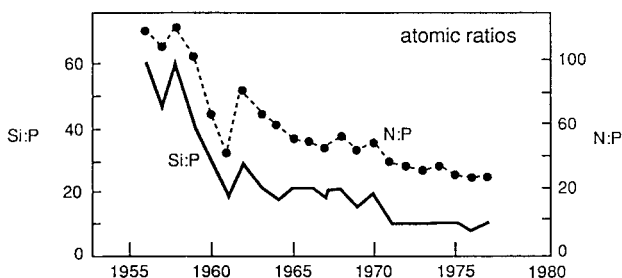


Fig. 23. *Langtids tendenser i fosfat, nitrat og ammonium belastning for Rhinen (øverste figur) og sammenhængende udviklinger i N:P og Si:P forholdene (Smayda 1990).*



3.5.2.3. Diverse supplerende oplysninger

Pfiesteria. Denne furealge er for nylig beskrevet fra det østlige USA. Den har et stort og unikt potentiale som fiskedræber og er samtidig humantoksisk (med spredning af giftstoffer bl.a. via aerosoler). De angrebne fisk, muslinger og krebsdyr bliver paralyseret og får store, åbne sår. *Pfiesteria* er nu udover det østlige USA også registreret fra det sydlige Norge (Jakobsen *et al.* 2001). *Pfiesteria* er økologisk knyttet til nærings-saltbelastede områder med saliniteter omkring 20 PSU. Dette er vilkår som opfyldes på en lang række danske lokaliteter, og det har tidligere været diskuteret om f.eks. overfrekvensen af torsk med overfladesår i visse dele af den vestlige Østersø eventuelt kunne sættes i forbindelse med forekomst af *Pfiesteria* (Møllergaard, pers. kom.).

Cyanobakterierne (blågrønalgerne) i Østersøen (*Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* spp. m.fl.) kan i varme, solrige og vindstille perioder danne opblomstringer, som spreder sig ind i Bælthavet og det sydlige Kattegat. I de seneste år har der været store opblomstringer i 1997, 1999 og 2001. De involverede giftstoffer er humantoxiske, hvilket også er afspejlet i det forskningsmæssige fokus inden for området. I flere arbejder er der imidlertid påvist effekter af toksiske cyanobakterier på herbivore græssere, hvilket indirekte kan få betydning for fiskelarvers vækst og fiskepopulationers rekrutteringspotentiale i de påvirkede områder. Engström *et al.* (2001) har således dokumenteret en 'avoidance'-reaktion hos en mysid, *Mysis mixta*, og en copepod, *Eurytemora affinis*, overfor toksiske *Nodularia spumigena*, resulterende i lavere vækstrater, mens der af Koski *et al.* (1999) rapporteres om 60% overdødelighed hos *Eurytemora affinis* ved eksponering mod *Nodularia spumigena*. Turner *et al.* (1998) giver et overblik over interaktioner mellem giftige alger og zooplankton.

Den naturlige afværgerespons i naturen hos græssere der eksponeres mod toksinproducerende alger eller cyanobakterier vil være fødeemneskift, selektiv fødesøgning mod ikke-toksiske individer eller vertikal/horisontal migration. Det er intuitivt klart, at sådanne adfærdsændringer vil påvirke alle andre komponenter af det pelagiske økosystem og ikke mindst de planktivore fisk og fiskelarver.

Bioakkumulering gennem flere trofiske niveauer af nodularin, giftstoffet fra cyanobakterien *Nodularia spumigena* er rapporteret af Sipia *et al.* (2001) for 'flounder' og torsk fra Østersøen. Uanset at de fundne niveauer var lave er der et behov for at undersøge omfanget af en eventuel bioakkumulering af cyanobakteriers toksiner i brakvands fødekæder.

4. Iltsvind / bundvendinger

Gennem de sidste par dekader har iltsvinds problematikken været et tilbagevendende emne i den danske miljødebat. Havets iltindhold er bestemt af forholdet mellem tilførsel og forbrug. Tilførslen sker primært gennem fotosyntese og udveksling med atmosfæren, mens forbruget hovedsageligt sker gennem respiration i vandsøjlen og på bunden.

En del af det organiske materiale som fytoplanktonet producerer i den øvre belyste del af vandsøjlen ender på havbunden, hvor det omsættes af bunddyr og mikroorganismer under forbrug af ilt. Mængden af organisk materiale som tilføres havbunden varierer over sæsonen og er afhængig af en række processer, primært balancen mellem produktions- og græsnings processer. Iltkoncentrationen i bundvandet er ikke kun et resultat af tilførsel af organisk stof men også en funktion af bundvands temperaturen og opholdstiden.

Om vinteren hvor plankton produktionen er lysbegrænset, vandsøjlen opblandet og temperaturen lav, er der ringe tilførsel af organisk materiale til bunden. De forbedrede lysforhold og stabilisering af vandsøjlen i det tidlige forår udløser en opblomstring af kiselalger. Da mængden af zooplankton i denne periode er lav, er græsningen på forårsopblomstringen ringe. I takt med at algerne optager næringssaltene i den øvre del af vandsøjlen sedimenterer algeopblomstringen til bunden. På grund af vandsøjlen lagdeling er der ringe udveksling mellem overflade og bundlaget og bundvandet geniltes kun i ringe grad. I løbet af sommeren etableres zooplanktonet og sommeren igennem består tilførslen til bunden primært af omsat organisk materiale (fx. zooplankton fækalier). I denne periode kan der forekomme algeopblomstringer som danner grundlag for sedimentation af friskt alge materiale til bunden. I de indre lagdelte havområder ses typisk et fald i bundvandets iltindhold i løbet af året fra sedimentationen af forårsopblomstringen til efteråret hvor stormene igen tilfører bundlaget ilt fra overfladen (fig 24). Disse storme fører ikke bare ilt til bundvandet men også næringssalte til overfladelaget, hvilket kan resultere i en efterårs algeopblomstring. I takt med efterårets forringelse af lysforholdene falder algeproduktionen igen og den svagere lagdeling og øgede storm hyppighed gør at bundvandet igen iltmættes.

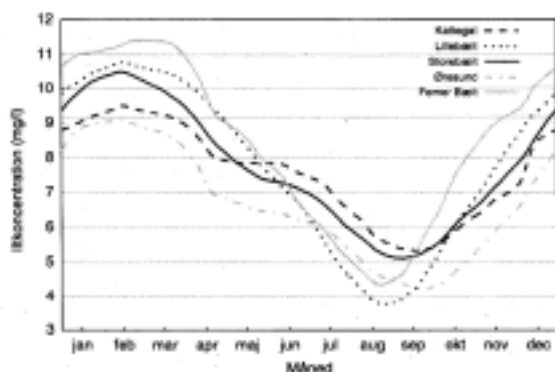


Fig. 24. Iltkoncentrationens midelværdi i bundvandet (>17,5 m) for perioden 1975 til 1997 i de indre danske farvande. Reproduceret fra Ærtebjerg (red.) 1998.

Der har formodentligt altid forekommet dårlige iltforhold ved bunden i vores lagdelte farvande (se f.eks. fig. 27), men den øgede tilførsel af næringsstoffer til vores havområder har resulteret i en højere algeproduktion og en heraf følgende forringelse af iltforholdene ved bunden. Gennem de sidste par dekader er udbredelsen og hyppigheden af iltsvindene øget. I fig. 25 & 26 er givet eksempler på udbredelsen af iltsvind i danske farvande baseret på data fra Danmarks Miljøundersøgelser og Fyns Amt. Iltsvind defineres som kritisk lave ilt koncentrationer på 4 mg ilt per liter eller derunder. Ved iltkoncentrationer på 4 mg ilt per liter påvirkes fisk og bunddyr og de vil forsøge at flygte. Ved langvarige perioder med koncentrationer på 2 mg ilt per liter vil de fleste større bunddyr dø. I fig. 28 er tabelmæssigt sammenstillet responsmønstre på iltsvind hos forskellige dyregrupper. Udbredelsen og varigheden af iltsvind er således af afgørende betydning for størrelsen og udbredelsen af fiskebestandene i vore havområder. Lave iltkoncentrationer i bundvandet påvirker fisk på flere måder, dels direkte ved at fordrive fisk fra områder med lavt iltindhold og dels indirekte ved at påvirke fødebuddet (se f.eks. Bagge *et al.* 1993). Resultatet af iltsvind kan således være massedød af bunddyr og da genetableringen sker langsomt, vil en iltsvindshændelse således kunne påvirke mængden af fiskeføde i lang tid fremover.

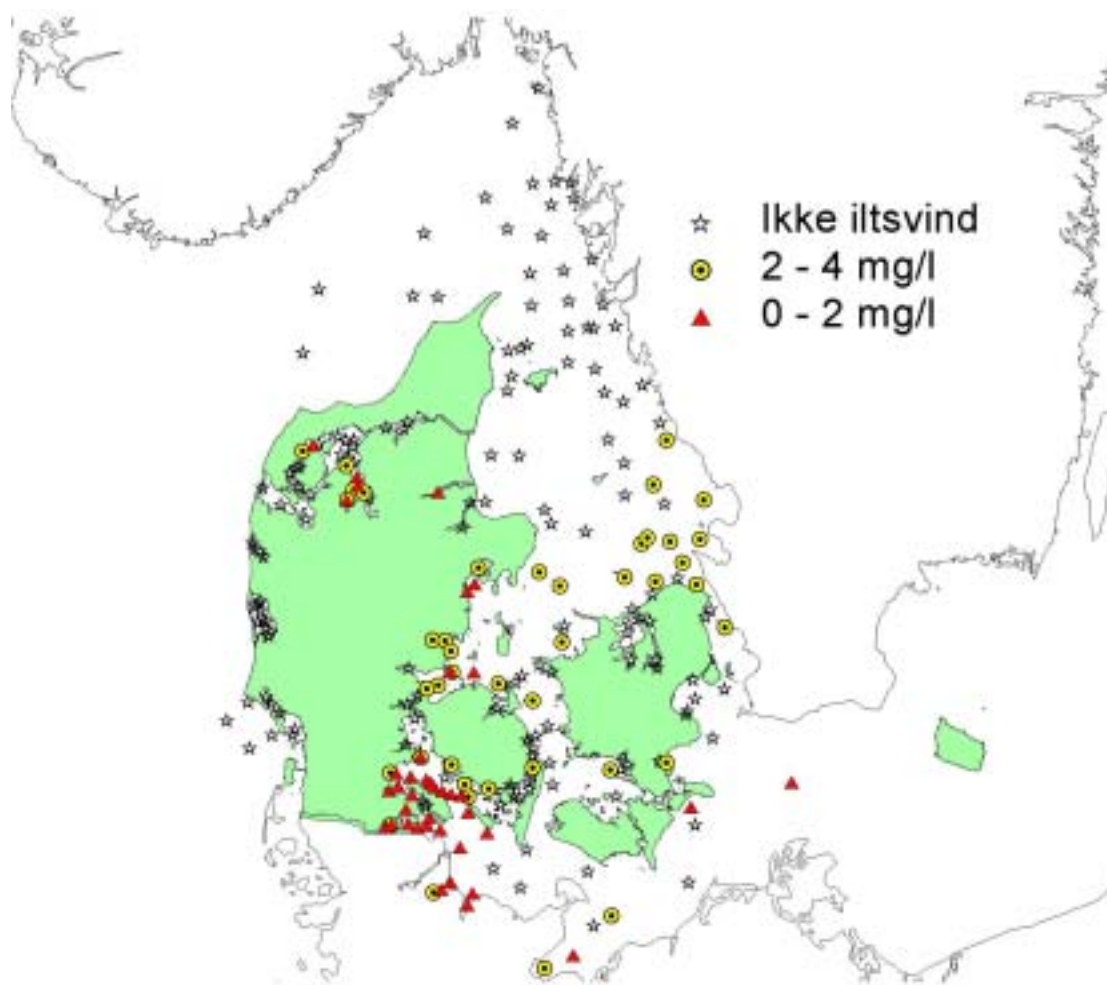


Fig. 25. Iltsvindskort fra september 2001. Kilde: DMU.

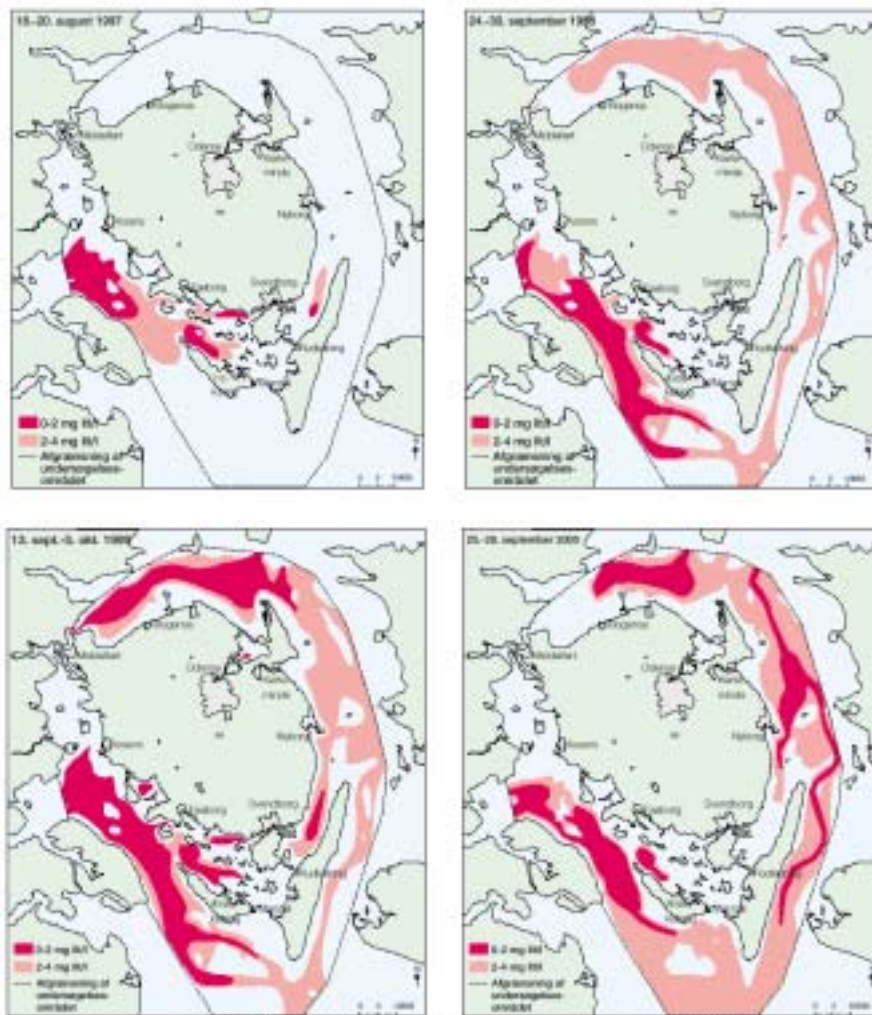


Fig. 26. Iltsvind i 1977-2000. Figurerne viser den maksimale fladeudbredelse af iltsvind det pågældende år for 1997-99. For 2000 vises udbredelsen af iltsvind i slutningen af september. Reproduceret fra Madsen (red.) 2000.



Fig. 27. Udbredelsen af områder i Lillebælt, hvor bundfaunaen har ændret sig som følge af øget tilførsel af organisk stof og øget udbredelse af iltsvind, samt områder præget af iltsvind både i perioden 1910-30 og i 1973-88. Sammenligningen er foretaget ud fra bundfaunaprøver indsamlet i hhv. 1910-30 og 1973-88. Signaturforklaring: 'beriget bundfauna' – eutrofieringspåvirket (mørke flader), 'forarmet bundfauna' – iltsvindpåvirket (lyse flader), 'ingen bundfauna' – naturligt iltsvindsområde (centrum af lys flade øst for Als; mørk flade vest for Als nordspids). Reproduceret fra Madsen (red.) 2000.

Hvis hele bundvandets iltreserve opbruges vil der på havbunden udvikles et "liglagen" af hvide svovlbakterier. Sedimentet er sort og fyldt med svovlbrinte. Forekomsten af liglagen viser, at der i bundvandet lige netop er ilt nok tilbage til at svovlbakterierne kan optage den svovlbrinte som undslipper bunden. Hvis svovlbrinte undslipper bunden og frigives til vandsøjlen forbruges alt ilt og der dannes frit svovl som farver vandet mælkehvidt. Under sådanne forhold kan der forekomme "bundvendinger", hvor gasbobler (metan) frigives fra bunden og river bundmateriale med op i vandet. Disse bobler kan også indeholde svovlbrinte, som momentant kan dræbe fisk højere oppe i vandet. Markante iltvindshændelser af denne type forekommer relativt ofte i visse danske fjordsystemer. De seneste års mest omfattende hændelse var i Mariager Fjord i 1997.

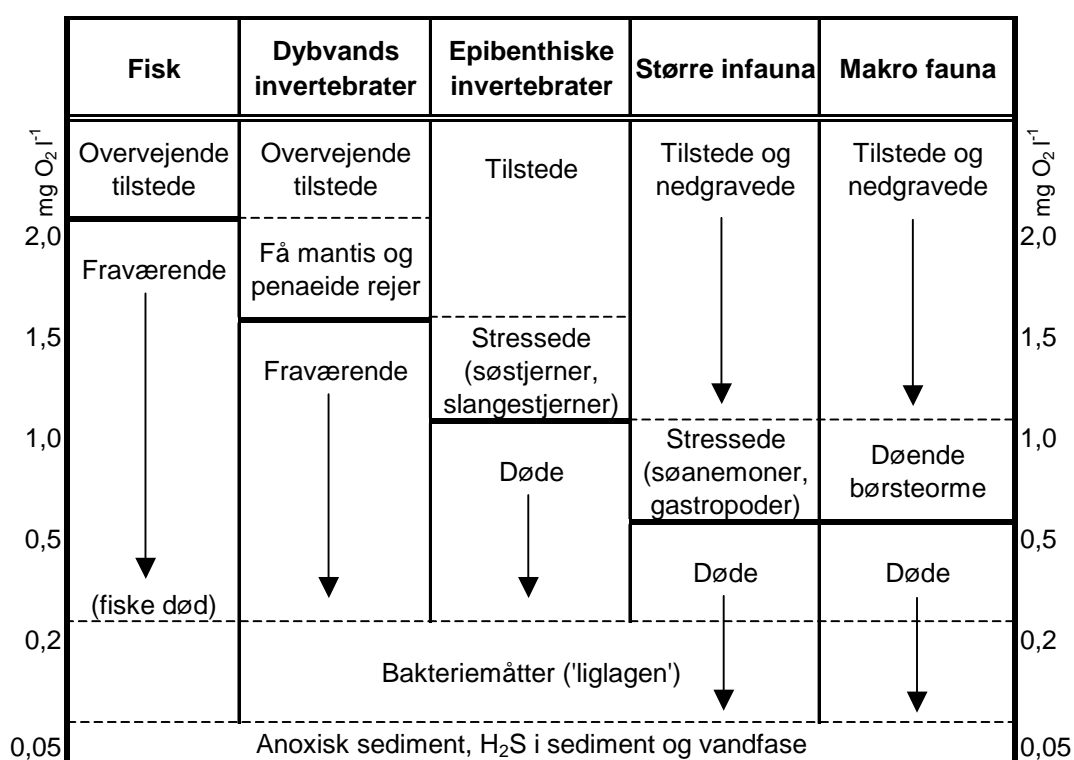
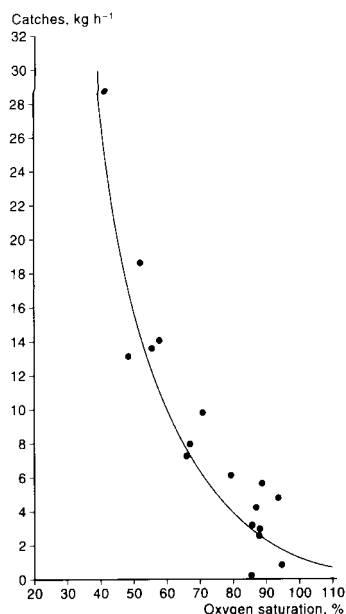


Fig. 28. Progressive responsmønstre hos fisk og invertebrat fauna ved faldende iltkoncentrationer fra 2 mg l⁻¹ til anoxia (0 mg l⁻¹). Efter Rabalais et al. 2001.

Uanset (1) at iltvindshændelser i danske farvande er veldokumenterede med hensyn til udbredelse og styrke og (2) at de biologiske og kemiske effekter er tilsvarende velkendte og veldokumenterede, så er det karakteristisk, at der eksisterer meget få data som dokumenterer sammenhænge mellem iltvind og fisk på populationsniveau. Dette skyldes i væsentlig grad, at der næppe findes dataserier vedr. fiskeæg, fiskelarver og fiskebestande, som kan bruges i en dataanalytisk sammenhæng med iltvindshændelsernes primærdata.

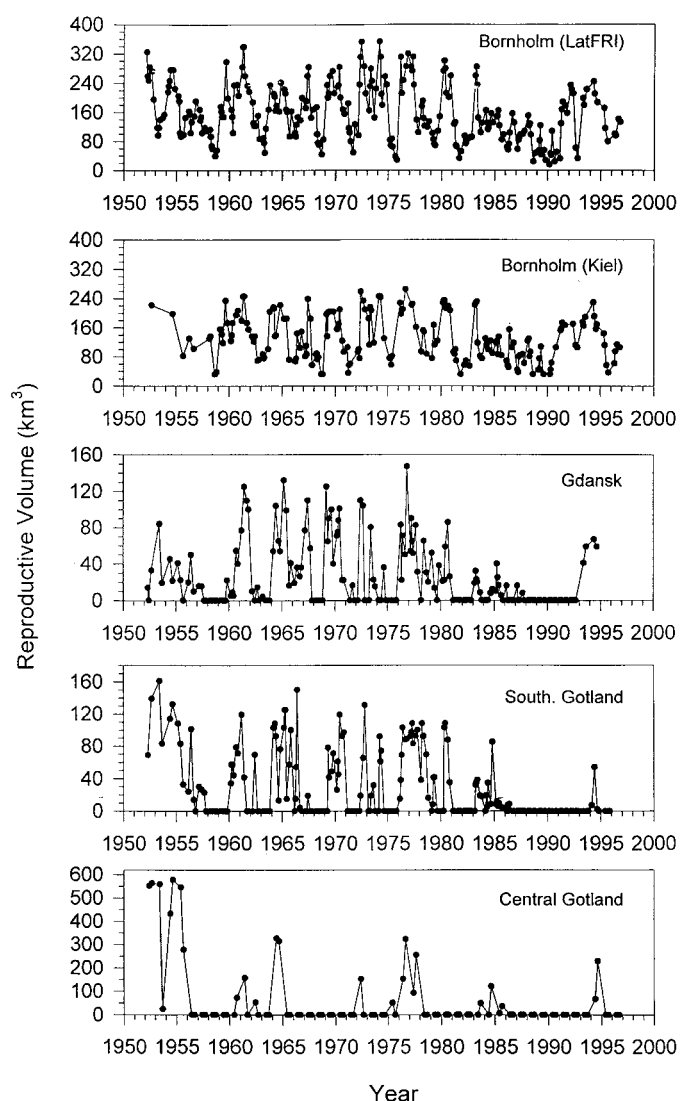
Fig. 29. Fangst ($\text{kg trawl time}^{-1}$) af jomfruhummer som funktion af iltmætningen i bundvandet. Fra Bagge 1977.



I forbindelse med gennemgangen af litteratur i relation til dette notats emne er der dog fundet et antal fiskebestands- og fiskerirelevante cases som kan gengives her.

Bagge (1977) dokumenterer (fig. 29) et ændret fangstmønster for jomfruhummer i relation til iltmætning. Jomfruhummeren lever nedgravet og beskyttet og fangsterne med bundtrawl omfatter derfor kun de individer, som er fremme fra deres skjulesteder. I tilfælde af reduceret iltspænding i sediment vil jomfruhummerens fangstrate øges, idet flere individer vil blive tvunget op i vandfasen.

Gydevolumen for torsk i Østesøen (fig. 30) er hydrografisk og biologisk/kemisk bestemt (MacKenzie *et al.* 2000). Torskeæggenes overlevelse forudsætter en iltkoncentration som er større end 2 ml l^{-1} og samtidig en saltholdighed som er $> 11 \text{ PSU}$. Denne kombination findes tæt på eller under den permanente haloklin (ca. 50 m dybde).



Variationerne i gydevolumens størrelse er primært betinget af hydrografiske storskalaproceser (frekvensen af vandudskiftning i Østersøens bundvand) men er også bestemt af balancen mellem iltforbrugende og iltproducerende processer. Der mangler supplerende basisviden, f.eks. i relation til Østersøens masseopblomstringer af cyanobakterier, med henblik på i større grad at forstå betydningen af den biologiske faktor for iltforholdene i Østersøens dybereliggende vandlag.

Fig. 30. Variationer i størrelse af gydevolumen for havbassiner i Østersøen. Efter MacKenzie *et al.* 2000.

Sygdomsstatus for ising er dokumenteret i relation til iltsvindshændelser i Kattegat i perioden 1984-93 (Møllergaard & Nielsen 1995). Hyppigheden af de virusbetingede sygdomme 'lymphocystis' og 'epidermal hyperplasia/papilloma' blev fundet at være negativt korreleret med de observerede minimumsværdier for ilt i august-september. Sammenhængen var signifikant for 'lymphocystis' i september ($p < 0,05$). Der var yderligere en signifikant korrelation mellem hyppighedsmønsteret for de 2 sygdomstyper. Der var ingen signifikant sammenhæng mellem hyppighed af sygdomsudbrud og fisketætheder (udtrykt som c.p.u.e). Møllergaard & Nielsen (1995) konkluderede, at stress i relation til iltsvind har forårsaget de mange tilfælde af disse 2 virusbetingede fiskesygdomme i undersøgelsesperioden.

5. Eutrofiering og bundfauna

Udviklingen i bundfauna biomasse, individtæthed og taksonomisk sammensætning er veldokumenteret i en række rapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser, f.eks. Ærtebjerg (red. / 1998) og Hansen (red. / 2000). Bundfaunaen udgør fødegrundlaget for bundlevende fiskearter og spiller en vigtig rolle for nedbrydningen af organisk materiale i og ved havbunden. En forståelse for og dokumentation af ændringer i bundfaunaens mængde og artssammensætning, f.eks. som følge af eutrofieringsbetingede ændringer i vandfasens trofiske struktur og funktion, er derfor meget central som forklaringsparameter for ændringer i den danske fiskerimæssige ressource.

I fig. 31 er vist den tidlige udvikling af total individtæthed og biomasse for 4 stationer for hvilke der foreligger lange tidsserier (1978-1999). Det er karakteristisk at der for begge parametre ses relativt høje værdier i starten og slutning af perioden.

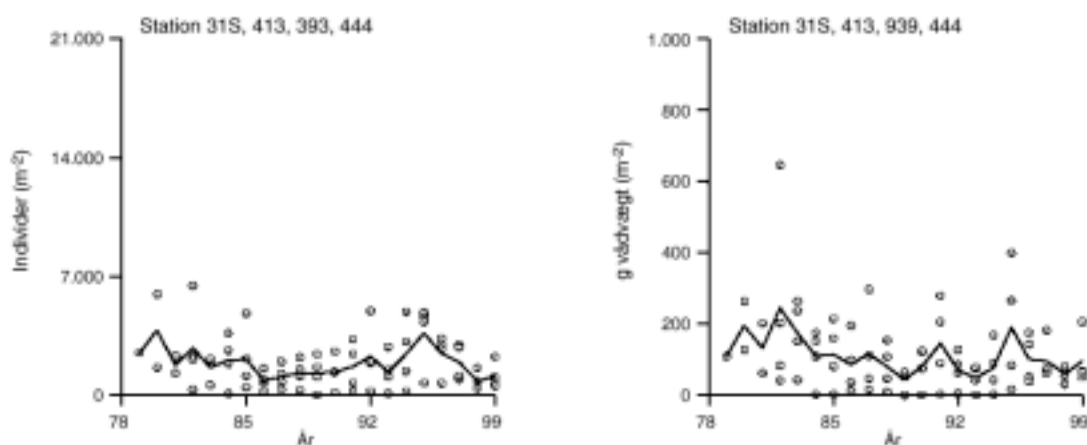


Fig. 31. Den tidlige udvikling af individtæthed og biomasse på 4 stationer i indre danske farvande (Øresund, Anholt, Storebælt, Bornholm). Linien angiver udviklingen af aritmetiske middelværdier. Reproduceret fra Hansen (red.) 2000.

I Ærtebjerg (red. / 1998) er der foretaget en MDS –analyse af den tidlige udvikling i individtætheder (fig. 32) og biomasse (fig. 33) for de samme 4 stationer som anvendt i fig. 31. For stationerne udenfor den egentlige Østersø (31S, 939, 413) ses en markant adskillelse mellem undersøgelsesårene som grupperer prøver fra perioden 1980-1990 henholdsvis 1991-1997. Det fremgår at prøven fra 1979 (st. 31S) afviger markant fra de øvrige, hvilket er i overensstemmelse med et tidligere dokumenteret markant faunaskifte mellem 1970erne og 1980 i Skagerrak og det nordlige Kattegat (Austen et al. 1991; Josefson et al. 1993).

Udviklingen i individtæthed for taksonomiske hovedgrupper er analyseret i Hansen (red. / 2000) baseret på data fra de 4 HELCOM-stationer (31S, 413, 939, 444). Mens der er en negativ udvikling over perioden for krebsdyr, er der for de øvrige grupper (børsteorme, bløddyr, pighuder) høje individtætheder i begyndelsen af 1980erne og i midten af 1990erne (fig. 34).

To faktorer af afgørende betydning for dynamikken i bunddyrsamfundene er fødeinput fra vandfasen i form af sedimentation af organisk materiale henholdsvis iltforholdene i bundvandet.

I Østersøen (st. 444) var der kritisk lave iltkoncentrationer i bundvandet ($< 1 \text{ mg l}^{-1}$) i 1988, 1992 og 1994. I to af disse tilfælde sker der en markant ændring i artssammensætning og biomasse i de efterfølgende år (1989 henholdsvis 1993) som meget markant fremgår af MDS analyserne (fig. 32 & 33). Iltkoncentrationen var på st. 413 $< 1 \text{ mg l}^{-1}$ i 1988 hvilket også her resulterede i en tydelig ændring det efterfølgende år.

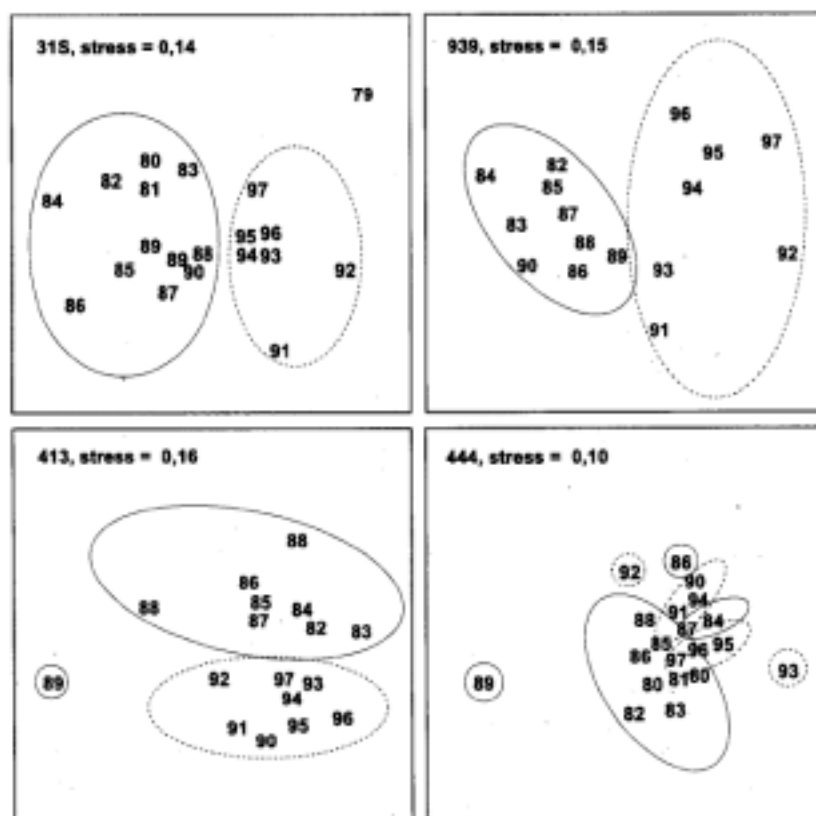


Fig. 32. MDS-plots af lighed mellem år for 4 udvalgte stationer baseret på $\sqrt{}$ -transformerede individtætheder. Ellipser markerer gruppering i de 2 hovedgrupper 1980-90 og 1991-1997. Reproduceret fra Ærtebjerg red. 1998.

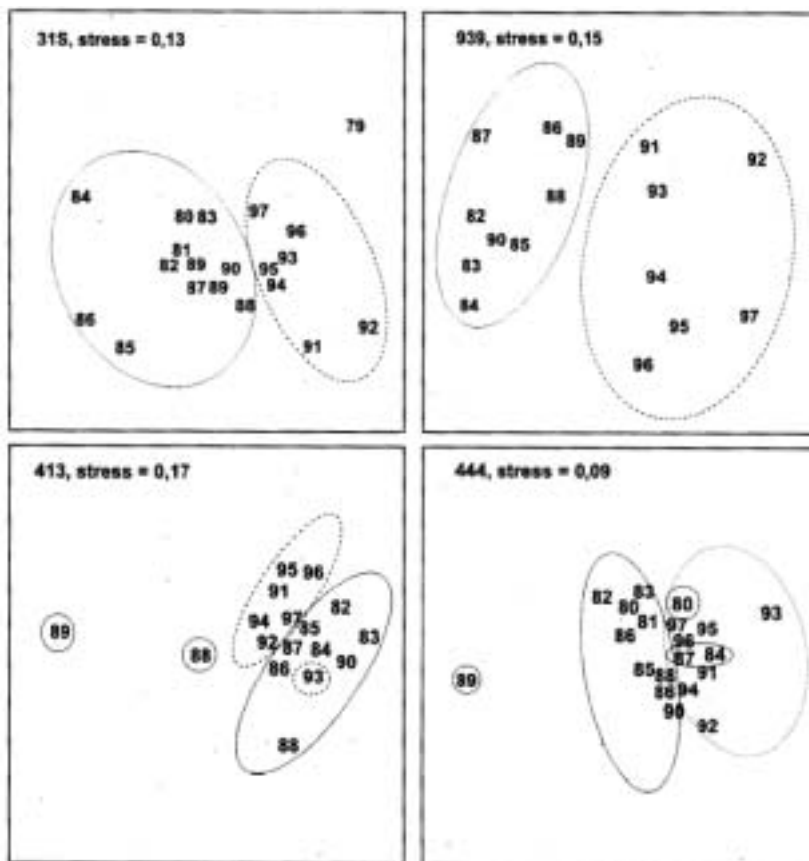


Fig. 33. MDS-plots af lighed mellem år for 4 udvalgte stationer baseret på \sqrt{v} -transformerede vådvægtsværdier. Ellipser markerer gruppering i de 2 hovedgrupper 1980-90 og 1991-1997. Reproduceret fra Ærtebjerg red. 1998.

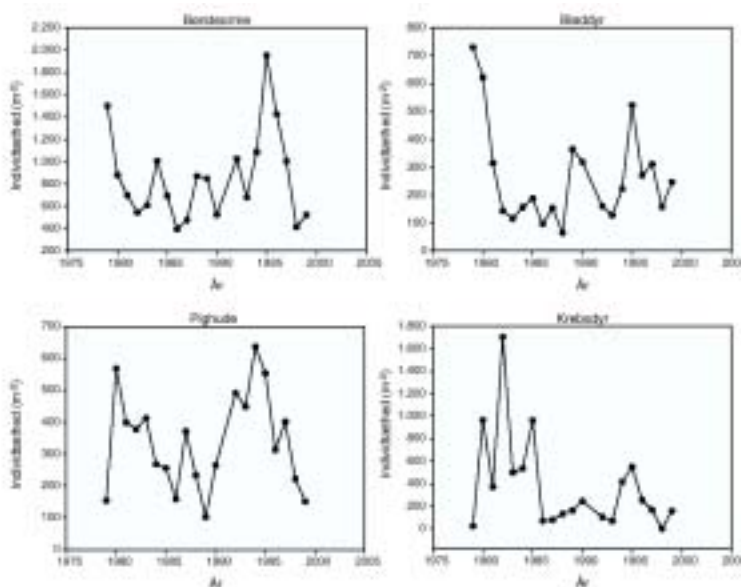


Fig. 34. Tidslig udvikling af individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper og baseret på de 4 faste HEL-COM-stationer. Efter Hansen red. 2000.

Da der som tidligere vist er en god korrelation mellem afstrømning, nærings-salttilførsel og algebiomasse kan ferskvandsafstrømningen bruges som et relativt mål for fødetilgangen til bunddyrsamfundene. I fig. 35 illustreres sammenhængen mellem afstrømningen til Øresund og biomasseudviklingen for st. 31S. Begge datasæt viser et tydeligt bimodalt mønster med høj afstrømning og høj biomasse i begyndelsen af 1980erne og i midten af 1990erne. Set i relation til bunddyrfaunaens lange generationstider er det forventeligt, at der vil være en faseforskydning mellem afstrømning

og bundfaunabiomassedata. Dette er eksempelvis dokumenteret for st. 939 i Storebælt, hvor der kan påvises en signifikant korrelation med en 2-årig tidsforskydning (fig. 36)

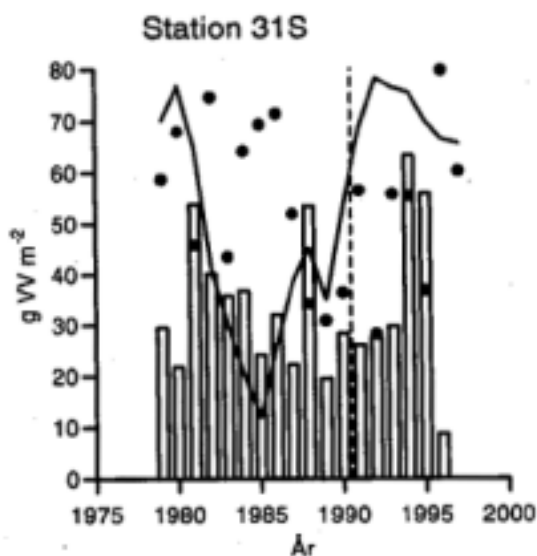
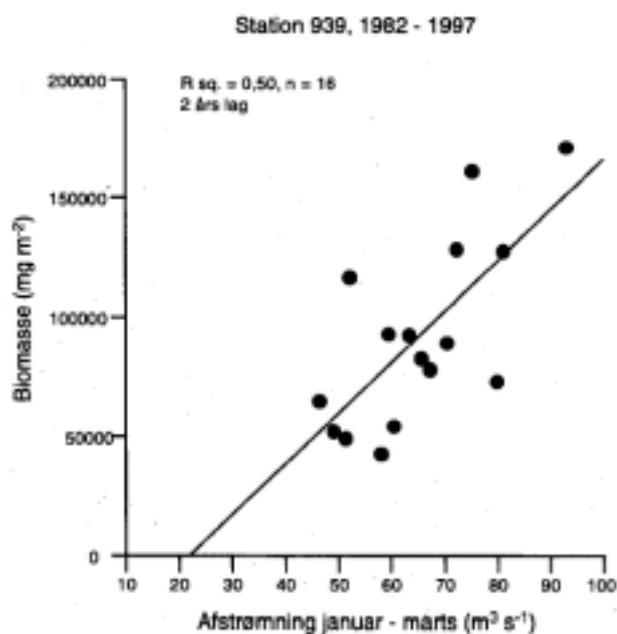


Fig. 35. Tidsserieplot af glidende årsmidler af biomasse (undtaget mollusker) i vådvægt (kurve) sammenholdt med månedsmiddelfstrømning til Øresund i jan.-marts (søjler). Skala for afstrømning er arbitrær.

Reproduceret fra Ærtebjerg red. 1998.

Fig. 36. Korrelation mellem bundfaunaens totale biomasse (vådvægt) på stationen i Storebælt og den månedlige middelfstrømning (jan. – marts) med 2 års tidsforskydning. Reproduceret fra Ærtebjerg red. 1998.



6. Eutrofiering og makrofyter - kystbiotoper

De lavvandede områder langs de danske kyster har for kommercielle fiskearter specielt betydning som opvækstområde for fladfiskeyngel og dermed for rekrutteringen til fladfiskebestandene.

Der findes meget få systematisk gennemførte undersøgelser af fiskefaunaen på lavt vand i de danske farvande fra de sidste 30-40 år. Fiskeforskningen har i denne periode hovedsagelig fundet sted ved Danmarks Fiskeriundersøgelser, hvor man af ressource-mæssige grunde og i forhold til den primære nationale rådgivningsforpligtigelse har koncentreret dataindsamlingsindsatsen om de kommercielt vigtige arter i de fiskeri-mæssigt vigtigere åbne havområder. På de danske universiteter har fiskeforskningen i mange år været meget sparsom og haft fokus på enkeltindivider frem for populationer. I de nationale overvågningsprogrammer er der de sidste år indsamlet mange data om de fleste led i den marine kystnære fødekæde. Fisk har dog indtil videre ikke indgået som fast monitoringsobjekt. Den generelle konklusion er derfor, at effekten af eutrofiering på fiskesamfund i indre danske farvande er meget utilstrækkeligt belyst. I de efterfølgende afsnit gives en kort beskrivelse af udviklingen i nogle habitatsmodificerende parametre som vurderes at have et væsentligt, men sparsomt belyst potentiale, i forhold til at påvirke fiskebestande og rekrutteringen til disse.

Som en direkte følge af en øget næringssaltbelastning og den deraf afledte stigende algebiomasse vil der ske en øget lysabsorption i vandfasen, som i monitorings-sammenhænge kan aflæses gennem ændringer i sigtdybde henholdsvis dybdegrænser for bundtilknyttede fotosyntetiserende organismer, henholdsvis alger og blomsterplanter. På basis af monitoringsdata fra en række danske kystområder kan de forskellige planteformers maksimale dybdeudbredelse beskrives som funktion af vandets gennemsnitlige indhold af totalt kvælstof i planternes vækstperiode (fig. 37). Lokale forskelle i eksponering, mængden af egnede bundsubstrater og regulering af mængden af planktonalger betyder, at data varierer betydeligt omkring de viste kurver.

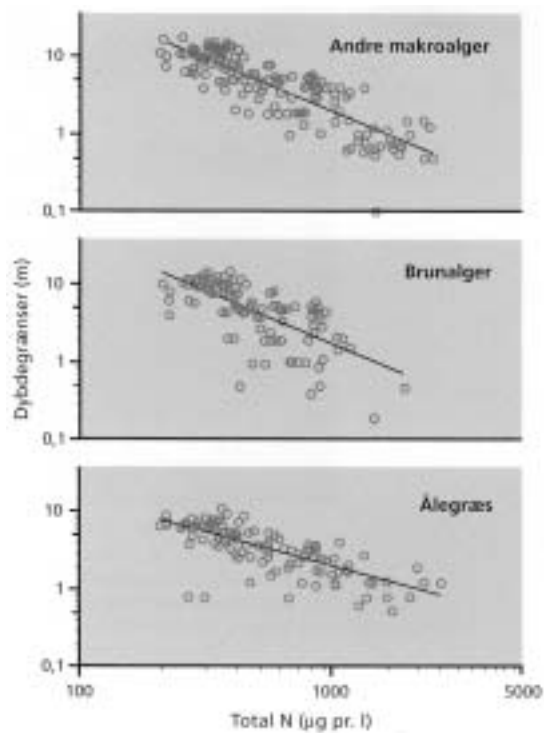


Fig. 37. Sammenhænge mellem total-N koncentration og dybdeudbredelse for ålegræs, brunalger og andre makroalger. Fra Sand-Jensen et al. (1994).

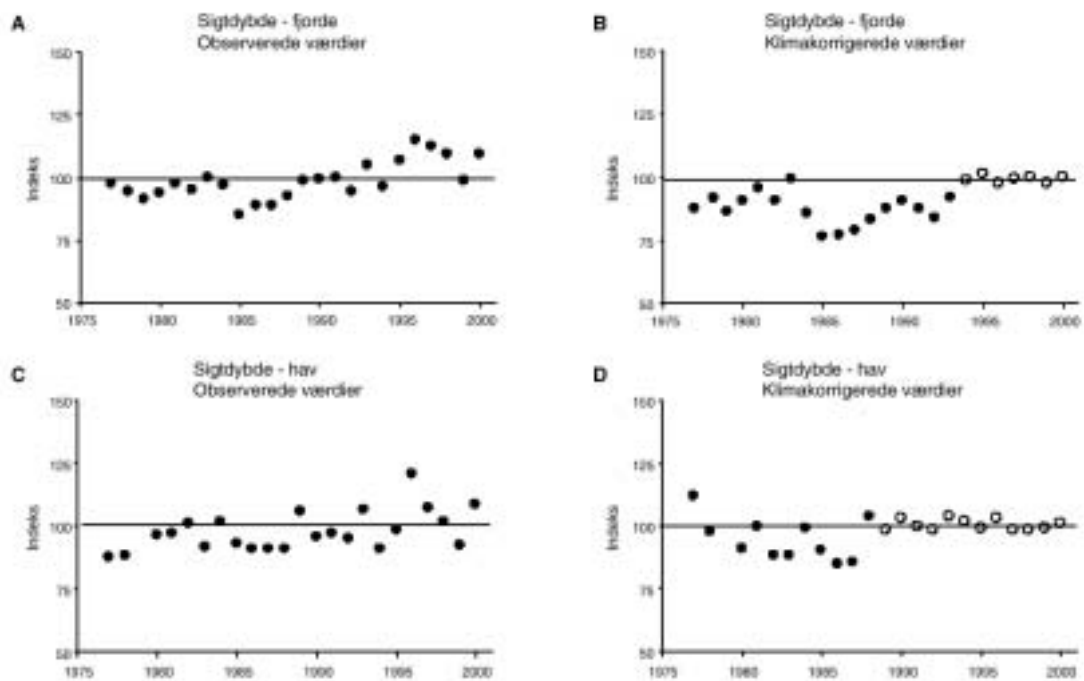


Fig. 38. Udviklingen i sigtdybde (marts til oktober) i fjorde (A,B) og åbne havområder (C,D). I figurerne B og D vises klimakorrigerede indeksværdier. Korrektionen for klimatiske variationer er baseret på sammenhænge etableret for de år der er markeret med åbne symboler. Efter Henriksen (red.) 2001.

6.1. Tidsmæssig udvikling

Af fig. 38 fremgår, at der for både fjorde (markant) og åbne havområder (svagt) er sket en positiv udvikling i sigtddybden i perioden 1975-2000 – en udvikling som for fjordområderne må tilskrives reduktionen i fosforudledninger. Det er dog samtidig således, at der efter 1989 for de åbne havområder og efter 1994 for fjordområderne, ikke er sket en udvikling i de klimakorrigerede værdier.

Ålegræssets dybdegrænse for 3 biotoper (åbne kyster, yderfjorde og inderfjorde) er gengivet i fig. 39 (Henriksen (red.) 2001). For de åbne kysters vedkommende er situationen i dag, efter en forværring i begyndelsen af 90'erne, identisk med tilstanden ved begyndelsen af årtiet. I de indre fjordområder er der sket en gradvis forværring gennem perioden. Efter korrektion af dybdegrænseindekset for forskelle i afstrømning mellem årene, er der en signifikant negativ udvikling i ålegræssets dybdegrænse i inderfjordene gennem overvågningsperioden (fig. 39B).

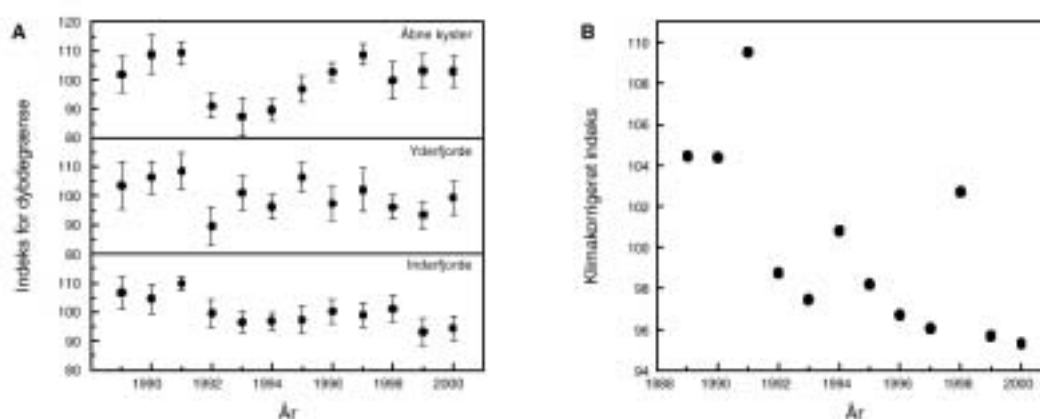


Fig. 39. Indeks for ålegræssets maksimale dybdegrænse (\pm SD) gennem perioden 1989-2000. A: det gennemsnitlige indeks for åbne kyster samt yder- og inderfjorde. En høj indekssværdi betyder at ålegræsset forekommer på relativt dybt vand. B: udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i inderfjordene gennem perioden når der er taget højde for forskelle i afstrømning. Reproduceret fra Henriksen (red.) 2001.

6.2. Ålegræs og makroalger i relation til fiskebestande

6.2.1. Ålegræs

Habitater med vegetation som ålegræs (*Zostera marina*) og havgræs (*Ruppia* sp.) samt tykløvede makroalger angives ofte som værende vigtige for rekruttering af juvenile fisk i kystnære områder. Disse flerårige vegetationstyper har stor indflydelse på de

hydrografiske forhold. Vegetationen mindsker bl.a. den fysiske forstyrrelse af sedimentet fra tidevands- og vindinducerede strømme og bølger. Planterne øger også sedimentationen af finere organisk materiale, stabiliserer havbunden samt danner substrater med gode betingelser for smådyr (Boström & Bonsdorff 1997; Rasmussen 1973), som er fødegrundlag for mange fisk.

Der findes ingen nyere undersøgelser af forekomsten af fisk i ålegræs i danske farvande. Muus (1967) beskrev danske estuarier og fandt, at de almindeligste arter i ålegræsbelte i danske estuarier var: ål, ålekvabbe, hundestejler og nålefisk, mens gadoider og fladfisk var mere sjældent forekommende. Fra udenlandske undersøgelser ved man, at torsk yngel foretrækker habitater på lavt vand med vegetation, der fungerer som refugier for prædatorer. Linehan *et al.* (2001) fandt en markant større forekomst af 0-gr. torsk på habitater med vegetation end habitater uden. Forekomsten på habitater med vegetation var større om dagen end om natten. De fandt endvidere en større prædation på 0-gr. torsk på bar bund end på bund med ålegræs.

Demersale 0-gr. torsk er oftest observeret at forekomme på habitater med småsten og makroalger (Keats 1990; Tupper & Boutilier 1995) eller på blød bund med ålegræs (Gotceitas *et al.* 1997). Sådanne habitater reducerer risikoen for at blive spist af større (>1-gr. artsfæller og andre rovfisk).

Preliminære laboratorieforsøg med pighvar og skrubbeyngel ved DFU har vist, at disse foretrækker en bund uden vegetation frem for en bund med ålegræslignende planter (Nikolaisen, pers.com.).

6.2.2. Eutrofieringstolerante enårige alger

Betydningen af den øgede forekomst af eutrofieringstolerante enårige alger såsom søsalat (*Ulva lactuca*), rørhinde (*Enteromorpha* spp.), krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) samt vandhår (*Cladophora* spp.) for fiskesamfund er dårlig belyst. Algerne vokser løstliggende på bunden, og har meget stor indflydelse på iltforholdene ved havbunden. Iltkoncentrationerne kan svinge fra overmættede forhold om dagen til helt anaerobe forhold om natten, og sådanne hyppige forandringer har stor betydning for habitaternes egnethed som opvækstområder. Et tæt algedække kan forårsage et lavt indhold af ilt i vandet under algerne på grund af øget bakteriel aktivitet og alge respiration (Hull 1987). Forsøg har vist, at iltsvingninger eller kontinuert eksponering til hypoxiske forhold kan reducere vækstraten hos fisk (Bejda *et al.* 1992) og inducere flugtrespons (Deubler & Posner 1963).

De lavvandede kystnære områder i de indre danske farvande har speciel betydning som opvækstområder for fladfisk (specielt rødspætter, skrubber, pighvar og tunger). Disse kan skjule sig for evt. prædatorer ved at grave sig ned, hvorfor plantevækst ikke

har betydning som skjulested for dem, bortset fra de tidspunkter hvor de fouragerer. Laboratorieforsøg viste, at nysettlede rødspætter foretrak sand frem for en bund dækket af trådalger, men tendensen forsvandt når yngelen blev større (Wennhage & Pihl 1994). I samme arbejde viste feltundersøgelser, at juvenile rødspætter foretrak en bar bund frem for en bund dækket af vegetation. Man kan derfor forestille sig, at den øgede udbredelse af tråd- og algemåtter på lavt vand kan reducere størrelsen af opvækstområder for fladfisk og have en betydning for rekrutteringen til fladfiskepopulationer.

Forekomsten af juvenile skrubber (0-gr.) blev undersøgt på 4 nærtliggende habitater i Mariager fjord. To habitater med blød barbund og to habitater dækket af søsalat. Der blev fanget skrubbeyngel både på bar bund og på bunden dækket af søsalat. Tæthederne og relationen mellem dem varierede gennem sommeren (Jonathan Carl et. al (in prep.)).

Det er påvist flere steder at måtter af trådalger har en effekt på sammensætningen af bundfaunaen under algerne, og dermed på fødegrundlaget for fisk. Flydende algemåtter kan hæmme settlingen af pelagiske larver fra bunddyr, f.eks. muslinger og børsteorm (Olafsson 1988).

Den mobile overflade detritusæder *Corophium volutator* (slikkrebs), der er en vigtig fødekilde for specielt skrubbeyngel, forsvandt næsten fuldstændig fra en mudderflade på grund af den fysiske tilstedeværelse af trådalger (Rafaelli *et al.* 1991). Det samme blev fundet ved undersøgelser i Mariager fjord, hvor tætheden af *C. volutator* var høj på en bar blødbund, og meget lav på en nærtliggende blød bund dækket af søsalat (Bo Andersen et. al., in prep.). I samme undersøgelse fandt man på begge habitater en relativ høj tæthed og biomasse af makrobentiske invertebrater, men der var signifikant forskel i samfundsstrukturen af den makrobentiske fauna mellem barbunds- og vegetationsområderne, hovedsagelig på grund af en høj tæthed af amphipoder i barbundsområderne. Undersøgelser af skrubbeyngels fødevalg i de samme områder viste den samme forskel. Der var ingen tegn på fødemangel på habitatet med søsalat. Skrubbeyngelen valgte blot andre fødemener end på den bare bund.

6.2.3. Hårdbundsvegetationen

Makroalgevegetationen på den hårde bund er en væsentlig nishedannende parameter for hårbundshabitater i den fotiske zone. Til makroalgesamfundene er der knyttet invertebratsamfund med stor biodiversitet, og biotopen er væsentlig for fiskebestande både i relation til fødesøgning og som skjulested. Der forekommer fra nyere tid kun ganske få faunaundersøgelser fra danske hårbundslokaliteter. Vegetationsanalyserne er foretaget mere systematisk og i et længere tidsperspektiv på udvalgte lokaliteter

primært i Kattegat og Bælthavet. Der er ved hjælp af en række opstillede modeller påvist en empirisk sammenhæng mellem den oprettede algevegetations dækning på stenrevne i Kattegat og næringssaltbelastningen for området (Henriksen (red.) 2001). Disse sammenhænge har dannet baggrund for præsentationen af nogle scenarier for algevegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler (fig. 40 & 41).

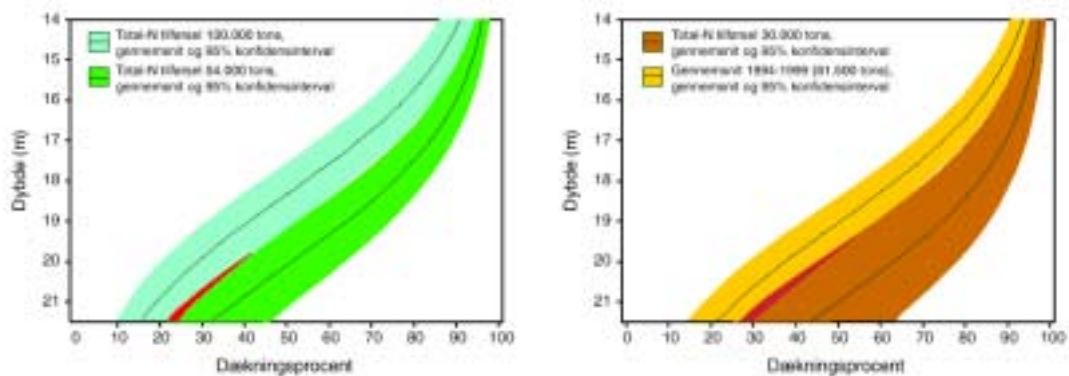


Fig. 40. Estimerede middeldækninger og tilhørende 95% konfidensintervaller for den samlede oprettede algevegetation på Kim's Top ved scenarier for kvælstoftilførsler svarende til henholdsvis et vådt og et tørt år i 90erne. Efter Henriksen (red.) 2001.

Fig. 41. Estimerede middeldækninger og tilhørende 95% konfidensintervaller for den samlede oprettede algevegetation på Kim's Top ved scenarier den gennemsnitlige tilførsel i perioden 1994-99 og for en referencesituation på 30.000 tons total N. Efter Henriksen (red.) 2001.

7. Konklusion og anbefalinger

Den umiddelbare konklusion af denne kortfattede gennemgang af eutrofierings-effekter i danske marine miljøer er, at der eksisterer et omfattende datagrundlag, hovedsageligt tilvejebragt i amtsligt regi, som dokumenterer relevante fysiske, kemiske og biologiske variable i tid og rum og som muliggør afsøgningen af robuste sammenhænge mellem analyseresultaterne som fremmer forståelsen af dynamikken i de undersøgte økosystemer.

Den anden hovedkonklusion er imidlertid at der for fiskebestande er en påfaldende mangel på data vedr. udbredelsen i tid og rum for den enkelte art, dennes fysisk-biologiske præferencer og samspil med øvrige økosystemkomponenter.

Det er således ikke muligt for nærværende at forsøge at kvantificere (og kun marginalt at kvalificere) effekten af eutrofiering på fiskeressourcen i danske farvande.

Den væsentligste anbefaling vil derfor være i de kommende år at afhjælpe denne påfaldende datamangel, således at der kan gennemføres mere præcise analyser og modelleringsarbejde vedr. f.eks. sammenhængen mellem forekomst i tid og rum af fiskebestande og omfanget af iltsvindshændelser i indre danske farvande.

8. Referencer

- Andersen, F., Andersen, J.M., Brock, K., Fallesen, G., Hansen, D.F., Hansen, L.E., Jensen, C.A., Sømod, B., Sørensen, H.M. & Wiggers, L. 1998. Mariager Fjord. Udvikling og status 1997. Århus Amt & Nordjyllands Amt.
- Austen, M.C., Buchanan, J.B., Hunt, H.G., Josefson, A.B., & Kendall, M.A. 1991. Comparison of long-term trends in benthic and pelagic communities of the North Sea. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 71: 179-190.
- Bagge, O. 1977. Norway lobster. *Fisk & Hav*, Danish Inst. for Fisheries and Marine Research, 39-44.
- Bagge, O., Møllergaard, S. & Nielsen, E. 1993. Bundfaunaens betydning for bundlevende fisk i det sydlige Kattegat. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* nr. 27.
- Bjergskov, T., Jørgensen, K., Thorbjørnsen, B.R., Andersen, P. & Bruhn, A. 2001. Toksiske alger og algetoksiner i muslingefiskeriet 2000. *FødevarerRapport* no. 24. Fødevarerdirektoratet. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Bejda, A.J., Phelan, B.A. & Studholme A.L. 1992. The effect of dissolved oxygen on the growth of young-of-the-year winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. *Envir. Biol. Fishes.* 34: 321-327.
- Boström, C. & Bonsdorff, E. 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *Neth. J. Sea Res.* 37: 145-152.
- Bøgestrand, J. (red.) 2001. Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig Rapport fra DMU nr. 378. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Deubler, E.E. & Posner, G.S. 1963. Response of postlarval flounder, *Paralichthys lethostigma*, to water of low oxygen concentrations. *Copeia*: 312-317
- EEA (European Environment Agency), 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report 7/2001, 115 s.
- Ellermann, T., Hertel, O., Hovmand, M.F., Kemp, K. & Skjøth, C.A. 2001. Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s. – Faglig Rapport fra DMU nr. 374. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Engström, J., Viherluoto, M., & Viitasalo, M. 2001. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on grazing, zooplanktivory and survival of the mysid shrimp *Mysis mixta*. *J. Exp. Mar. Biol. & Ecol.* 257:269-280.
- Fenchel, T., Bernard, C., Esteban, G., Finlay, B.J., Hansen, P.J. & Iversen, N. 1995. Microbial diversity and activity in a Danish fjord with anoxic deep water. – *Ophelia* 43: 45-100.
- Gotceitas, V., Fraser, S. & Brown, J.A. 1997. Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1306-1319.
- Gray, J.S. 1992. Eutrophication in the sea. I: Marine Eutrophication and Population Dynamics (eds. G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli & R. Rosse), pp 3-15. Olesen & Olsen, Fredensborg, Danmark.
- Hansen, J.L.S. (red.) 2000. Marine områder – status over miljøtilstanden i 1999. Faglig rapport fra DMU, nr. 333.

- Henriksen, P. (red.) 2001. Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 375. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Hull, S.C. 1987. Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, coastal Shelf Sci.* 25: 519-532
- Jakobsen K.S., Tengs, T., Vatne, A., Bowers, H.A., Oldach, D.W., Burkholder, J.M., Glasgow, JrH.B., Rublee, P.A. & Klaveness, D. 2001. Discovery of the toxic dinoflagellate *Pfiesteria* in northern European waters. *Proc. R. Soc. London B*, 269: 211-214.
- Josefson, A.B., Jensen, J.N. & Ærtebjerg, G. 1993. The benthos community structure anomaly during the 1970s and the early 1980s – a result of a major food pulse ?. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 31-45.
- Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999. Giftige alger og algeopblomstringer. TEMA-rapport fra DMU no. 27.
- Keats, D., 1990. A nocturnal inshore movement of juvenile cod *Gadus morhua* L. in eastern Newfoundland. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 139: 167-173
- Koski, M., Engström, J., & Viitasalo, M. 1999. Reproduction and survival of the calanoid copepod *Eurytemora affinis* fed with toxic and non-toxic cyanobacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 186: 187-197.
- Lam, C.W.Y. & Ho, K.C. 1989. Red tides in Tolo Harbour, Hong Kong. I: T. Okaichi, D.M. Anderson & T. Nemoto (eds.): *Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology*, pp. 49-52. Elsevier Science Publishing, New York.
- Linehan, J. E., Gregory, R. S. & Schneider, D. C. 2001. Predation risk of age—0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 263: 25-44.
- MacKenzie, B.R., Hinrichsen, H-H., Plikshs, M., Wieland, K., & Zezera, A.S. 2000. Quantifying environmental heterogeneity: Habitat size necessary for successful development of cod *Gadus morhua* eggs in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 193: 143-156.
- Madsen, H.B., Rask, N., Pedersen, S.E., Wiberg-Larsen, P., Bendixen, I., Bojesen, O., Glob, E., Hansen, K.S., Kristensen, N.D. & Rasmussen, G. 2000. Fyns Vandmiljø. Status over 25 års indsats og resultater. Fyns Amt.
- Møllergaard, S. & Nielsen, E. 1995. Impact of oxygen deficiency on the disease status of common dab *Limanda limanda*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 22: 101-114.
- Muus, B.J. 1967. The Fauna of Danish Estuaries and Lagoons. *Medd. Danm. Fisk. Havunders.* 5(1).
- Nielsen, E. & Richardson, K. 1996. Can changes in the fisheries yield in the Kattegat (1950-1992) be linked to changes in primary production ? *ICES J. Mar. Sci.* 53: 988-994.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999. Dyreplankton i danske farvande. TEMA-rapport fra DMU no. 28.
- Nixon, S. W. 1992. Quantifying the relationship between nitrogen input and the productivity of marine ecosystems. *Proc. Of the Advanced Marine Technology Conference*, pp. 57-83.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-220.

- Olafsson, E. B. 1988. Inhibition of larval settlement to a soft bottom benthic community by drifting algal mats: an experimental test. *Mar. Biol.* 97: 571-574.
- Rabalais, N.N., Harper, D.E.Jr. & Turner, R.E. 2001. Responses of nekton and demersal and benthic fauna to decreasing oxygen concentrations. I: Coastal Hypoxia. Consequences for Living Resources and Ecosystems (eds. N.N. Rabalais & R.E. Turner). *Coastal and Marine Studies* 58: 115-128.
- Raffaelli, D., Limia, J., Hull, S. & Pont, S. 1991. Interactions between the amphipod *Corophium volutator* and macroalgal mats on estuarine mudflats. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 71: 899-908.
- Rasmussen, E. 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11: 1-495.
- Rasmussen, L., Laursen, M., Deding, J., Jensen, B., Larsen, F., Plaz, E., Bendtsen, S.Å. & Blanner, P. 2001. Vandmiljø i Limfjorden 2000. Limfjordsovervågningen, Viborg.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G., Stockenberg, A. & Ærtebjerg, G. 2002. Nutrient loads, advection and turnover at the entrance to the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems (Antaget)*.
- Richardson, K. 1997. Harmful or Exceptional Phytoplankton Blooms in the Marine Ecosystem. *Advances in Marine Biology* 31: 301-385.
- Richardson, K., & Jørgensen, B.B. 1996. Eutrophication: Definition, history and defects. In: (B.B. Jørgensen & K. Tichardson, eds.) *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. *Coastal and Estuarine Studies*, 52: 1-19.
- Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 1994. Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* nr. 20.
- Sipiae, V., Kankaanpää, H., Lahti, K., Carmichael, W.W. & Meriluoto, J. 2001. Detection of nodularin in flounders and cod from the Baltic Sea. *Environ. Toxicol.* 16: 121-126.
- Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In: E. Graneli, B. Sundström, L. Edler & D.M. Anderson (eds.): *Toxic Marine Phytoplankton*, pp. 29-40. Elsevier Science Publishing, New York.
- Turner, J.T., Tester, P.A. & Hansen, P.J. 1998. Interactions between toxic marine phytoplankton and metazoan and protistan grazers. I: (D.A. Anderson, A.D. Cembella & G.M. Hallegraeff, eds.) *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. *NATO ASI Series G: Ecological Sciences* vol. 41: 453-474.
- Tupper, M., & Boutilier, R. G. 1995. Effects of habitat on settlement, growth, predation risk and survival of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151: 225-236.
- Wennhage, H & Pihl, L. 1994. Substratum selection by juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.): impact of benthic microalgae and filamentous macroalgae. *Netherlands Journal of Sea Research* 32: 343-351.
- Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. & Müller-Wohlfeil, D.J. 2002. Mariager Fjord – Tilførsel af næringsstoffer fra land. Århus Amt & Nordjyllands Amt.
- Ærtebjerg, G. (red.) 1998. *Marine områder*. Faglig rapport fra DMU, nr. 254.