



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Marine områder 2004 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Faglig rapport fra DMU, nr. 551



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Marine områder 2004 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Faglig rapport fra DMU, nr. 551
2005

Gunni Ærtebjerg
Jørgen Bendtsen
Jacob Carstensen
Trine Christiansen
Karsten Dahl
Ingela Dahllöf
Thomas Ellermann
Karin Gustafsson
Jørgen L.S. Hansen
Peter Henriksen
Alf B. Josefson
Dorte Krause-Jensen
Martin M. Larsen
Stiig S. Markager
Niels Bering Ovesen

Carsten Ambelas Skjøth
Jakob Strand
Johan Söderkvist
Danmarks Miljøundersøgelser

Lone Thybo Mouritsen
Kathrine Richardson
Århus Universitet

Svend Bråten
Nordjyllands Amt

Erik Hoffmann
Danmarks Fiskeriundersøgelser

Datablad

Titel:	Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	
Undertitel:	NOVANA	
Forfattere:	Gunni Ærtebjerg ¹⁾ , Jørgen Bendtsen ¹⁾ , Jacob Carstensen ¹⁾ , Trine Christiansen ¹⁾ , Karsten Dahl ¹⁾ , Ingela Dahllöf ¹⁾ , Thomas Ellermann ²⁾ , Karin Gustafsson ¹⁾ , Jørgen L.S. Hansen ¹⁾ , Peter Henriksen ¹⁾ , Alf B. Josefson ¹⁾ , Dorte Krause-Jensen ¹⁾ , Martin M. Larsen ¹⁾ , Stig S. Markager ¹⁾ , Niels Bering Ovesen ³⁾ , Carsten Ambelas Skjøth ²⁾ , Jakob Strand ¹⁾ , Johan Söderkvist ¹⁾ , Lone Thybo Mouritsen ⁴⁾ , Svend Bråten ⁵⁾ , Erik Hoffmann ⁶⁾ , Kathrine Richardson ⁴⁾	
Afdelinger:	¹⁾ Afd. for Marin Økologi, ²⁾ Afd. for Atmosfærisk Miljø, ³⁾ Afd. for Ferskvandsøkologi, ⁴⁾ Århus Universitet, ⁵⁾ Nordjyllands Amt, ⁶⁾ Danmarks Fiskeriundersøgelser	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 551	
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet	
URL:	http://www.dmu.dk	
Udgivelsestidspunkt:	Oktober 2005	
Redaktionen afsluttet:	September 2005	
Faglig kommentering:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter	
Databehandling:	Ole Manscher, Afd. for Marin Økologi	
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering	
Bedes citeret:	Ærtebjerg, G., Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S.S., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Strand, J., Söderkvist, J., Mouritsen, L.T., Bråten, S., Hoffmann, E. & Richardson, K. 2005: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 551. http://faglige-rapporter.dmu.dk	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Sammenfatning:	Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2004 de fastsatte målsætninger for miljøet. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningerne til kystvandene, dels stor udvaskning af næringsstoffer i perioden 1998-2002 pga. stor nedbør. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planteplankton, begrænser de senere års iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor udledes færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis der skal opnås varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er tributyltin og andre miljøfarlige stoffer også et stort problem, som der må sættes ind overfor.	
Emneord:	Vandmiljøplan, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality	
Layout og korrektur:	Anne van Acker	
Forsidefoto:	Vesterhavet, Nymindegab; foto Anne van Acker	
ISBN:	87-7772-888-2	
ISSN (elektronisk):	1600-0048	
Sideantal:	94	
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR551.pdf	
Kan købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV	Tlf. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 4

Sammenfatning 6

1 Indledning 8

Del 1 – Karakterisering og påvirkninger af de danske farvande 11

2 Morfologi og havstrømme 12

3 Demografi, industri og landbrug 16

4 Klimatiske forhold 17

5 Stoftilførsler fra land 20

6 Atmosfærisk kvælstofdeposition 22

7 Transport og retention af næringsstoffer i kystvande 24

8 Stoffransport til og fra de indre farvande 25

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten 27

9 Næringsstofkoncentrationer 28

10 Plankton 32

11 Iltforhold 37

12 Bundvegetation 39

13 Bundfauna 44

14 Tungmetaller i muslinger og fisk 48

15 Miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk 50

16 Biologiske effekter i ålekvabbe og muslinger 52

Del 3 – Tematisk rapportering 54

17 Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande 55

18 Fisk i Limfjorden - en saga blot? 63

19 Transport- og blandingsprocesser i de indre danske farvande 71

Del 4 – Sammenfatning og konklusioner 77

20 Tilstand og udvikling 78

21 Målsætningsopfyldelse 82

22 Konklusion 83

23 Ordliste 84

24 Hvor kan jeg læse mere? 90

25 Referencer 91

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Bilag 2 Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit

Bilag 3 Målsætningsopfyldelse i 2004

Bilag 4 Bundfauna: Artsrigdom, biomasse, individtæthed og AMBI-indeks

Forord

Hvordan er miljøtilstanden i havet? Hvordan er ilt-svindssituationen? Er der giftige alger? Hvilke miljøfarlige stoffer påvirker de organismer, som lever i havet? Hvordan er udviklingen i miljø- og naturtilstanden? Er det politisk fastsatte mål for miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande opfyldt?

Denne rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser om miljø- og naturtilstanden i de danske havområder forsøger at give svar på disse og mange andre spørgsmål.

Svarene er baseret på den overvågning, som har fundet sted i regi af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (kaldet NOVANA), der fra 1. januar 2004 afløste NOVA-2003 programmet (1998-2003) og Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som blev iværksat i efteråret 1988. Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram fokuserede udelukkende på udledninger til og effekter af næringsstoffer i vandmiljøet. Med NOVA-2003 blev overvågningen udvidet til at omfatte vandmiljøets tilstand i bredeste forstand, samt miljøfarlige stoffer og tungmetaller, og med NOVANA programmet er også overvågning af arter og naturtyper, herunder terrestrisk natur, blevet en integreret del af det nationale overvågningsprogram.

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

Rapporten "Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten" er baseret på de regionale myndigheders data og rapportering fra overvågning af kystvande og fjorde, samt på DMU's og vore nabolandes overvågning af de mere åbne havområder. Rapporten forsøger at give en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i denne. Det må understreges, at der altid vil være lokale områder, hvor forholdene afviger fra det overordnede mønster. I de enkelte amtsrapporter (se kapitlet *Hvor kan jeg læse mere?*) findes fyldestgørende beskrivelser af havmiljøet i lokalområderne.

Dette er den første rapportering under NOVANA programmet, og rapportens struktur er ændret i forhold til de foregående år. Beskrivelse af bemærkelsesværdige observationer i "året-der-gik" er ikke længere samlet i en særskilt del, men indgår i kapitlerne for de enkelte kvalitetselementer (indikatorer), som således både indeholder beskrivelse af indikatorens relevans, observationer i året der gik og langtidsudviklingen over årene. Rapporten er dog stadig opdelt i fire dele:

Del 1 "Karakterisering og påvirkninger af de danske farvande" beskriver den fysiske udformning af vores farvande og de drivende kræfter, der ligger til grund for miljøtilstand og udvikling. Fokus er lagt på beskrivelse af udvikling i tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, og i transporter af næringsstoffer fra fjorde til åbne farvande og mellem åbne farvande. Desuden beskrives de dominerende havstrømme samt udviklingen i indbyggerantal, husdyr og klimatiske forhold.

Del 2 "Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten" beskriver tilstanden i 2004 og udviklingen i de enkelte indikatorer. Der er ligesom i de foregående år blevet fokuseret på at samle data i få og overskuelige indeks, som kan illustrere, hvorledes de enkelte indikatorer har udviklet sig gennem tiden. Udviklingen præsenteres både i rå indeks og desuden, hvor det har været muligt, også korrigeret for klimatiske variationer for at fjerne noget af den naturlige "støj". Beskrivelser af de enkelte indeks og korrektionerne findes i *Bilag 1*, som er publiceret elektronisk sammen med nærværende rapport på net-adressen:

<http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

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

- Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande
- Fisk i Limfjorden – en saga blot?
- Transport- og blandingsprocesser i de indre danske farvande

Det førstnævnte tema analyserer, hvordan biodiversitet inden for bunddyr i danske farvande kan beskrives. Det andet tema præsenterer og diskuterer udviklingen i Limfjordens fiskebestand. Dette afsnit er ikke udarbejdet af DMU, men af Nordjyllands Amt, Århus Universitet og Danmarks Fiskeundersøgelser i fællesskab. Det tredje tema analyserer hydrografien i de indre farvande med fokus på blandingsforhold og transporter af vand.

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

I årets rapport er især Del 4 (Sammenfatning og konklusioner), men også de øvrige afsnit, forsøgt skrevet i et sprog, så den kan læses af personer med en almindelig interesse for miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Rapporten er desuden suppleret med en ordliste over fagudtryk og en oversigt over andre rapporter mv. om hav- og vandmiljøet i Danmark og landene omkring Østersøen og Nordsøen.

Rapporten "Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten" er udarbejdet af en lang række af de personer, som er tilknyttet Miljøministeriets Marine Fagdatacenter (M-FDC) ved Danmarks Miljøundersøgelers Afdeling for Marin Økologi (MAR). Medarbejdere fra afdelingerne for hhv. Atmosfærisk Miljø (ATMI) og Ferskvandsøkologi (FEVØ) har bidraget til rapporten. Desuden har Svend Bråten, Nordjyllands Amt, Lone Mouritsen og Kathrine Richardson, Århus Universitet, og Erik Hoffmann, Danmarks Fiskeriundersøgelser, bidraget til rapporten med temaet om fisk i Limfjorden.

Forord, sammenfatning og introduktionerne til del 1, 2, 3 og 4 er udarbejdet af Gunni Ærtebjerg.

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

Et udkast til rapport har været sendt i høring hos de øvrige involverede i det marine overvågningsprogram, dvs. amterne, Bornholms Regionskommune og Københavns Kommune samt hos Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og de øvrige fagdatacentre tilknyttet NOVANA-programmet. Rapporten har desuden været underkastet et eksternt fagligt review af Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, Roskilde Universitetscenter (RUC). De indkomne bemærkninger til udkastet til rapporten er vurderet af M-FDC og er i stort omfang indarbejdet i den endelige rapport.

M-FDC ønsker at takke lektor, Ph.D. Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, RUC for faglig kommentering af rapporten. M-FDC takker desuden de regionale myndigheder og Københavns Kommune for et godt samarbejde om gennemførelsen af NOVANA programmet. Endelig takkes Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) og Havforskningsinstituttets Forskningsstasjon Flødevigen i Norge for at have stillet

data fra de fælles havområder til rådighed for udarbejdelsen af denne rapport.

Kapitel	Forfatter(e)
1. Indledning	Gunni Ærtebjerg, MAR Martin M Larsen, MAR
Del 1	
2. Morfologi og havstrømme	Gunni Ærtebjerg, MAR
3. Demografi, industri og landbrug	Gunni Ærtebjerg, MAR
4. Klimatiske forhold	Trine Christiansen, MAR Gunni Ærtebjerg, MAR
5. Stoftilførsler fra land	Niels Bering Ovesen, FEVØ
6. Atmosfærisk kvælstofdeposition	Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
7. Transport og retention af næringsstoffer i kystvande	Karin Gustafsson, MAR
8. Stoftransport til og fra de indre farvande	Jørgen Bendtsen, MAR
Del 2	
9. Næringsstofkoncentrationer	Jacob Carstensen, MAR
10. Plankton	Peter Henriksen, MAR Stiig S. Markager, MAR
11. Iltforhold	Gunni Ærtebjerg, MAR Jacob Carstensen, MAR
12. Bundvegetation	Dorte Krause-Jensen, MAR Karsten Dahl, MAR
13. Bundfauna	Jørgen L.S. Hansen, MAR Alf B. Josefson, MAR
14. Tungmetaller i muslinger og fisk	Martin M. Larsen, MAR Jakob Strand, MAR Ingela Dahllöf, MAR
15. Miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk	Martin M. Larsen, MAR Jakob Strand, MAR Ingela Dahllöf, MAR
16. Biologisk effekter i ålekvabbe og muslinger	Jakob Strand, MAR Martin M. Larsen, MAR Ingela Dahllöf, MAR
Del 3	
17. Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande	Jørgen L.S. Hansen, MAR Alf B. Josefson, MAR
18. Fisk i Limfjorden – en saga blot?	Lone Thybo Mouritsen, AU Svend Bråten, NJA Erik Hoffmann, DFU Kathrine Richardson, AU
19. Transport- og blandingsprocesser i de indre danske farvande	Jørgen Bendtsen, MAR Karin Gustafsson, MAR Johan Söderkvist, MAR
Del 4	
20. Tilstand og udvikling	Gunni Ærtebjerg, MAR
21. Målsætningsopfyldelse	Gunni Ærtebjerg, MAR
22. Konklusion	Gunni Ærtebjerg, MAR
Bilag 1	Jacob Carstensen, MAR Stiig Markager, MAR Dorte Krause-Jensen, MAR
Bilag 2	Niels Bering Ovesen, FEVØ
Bilag 3	Gunni Ærtebjerg, MAR
Bilag 4	Jørgen L.S. Hansen, MAR Alf B. Josefson, MAR

Sammenfatning

Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2004 de fastsatte målsætninger om et havmiljø kun svagt påvirket af menneskelige aktiviteter. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningerne til kystvandene, dels stor udvaskning af næringsstoffer i perioden 1998-2002 pga. stor nedbør. Desuden forsinker effekterne af det ekstreme iltsvind i 2002 sandsynligvis restitutionen af havmiljøet. Der ses dog en positiv udvikling i de frie vandmasser med faldende koncentrationer af fosfor og kvælstof, og mængden af planteplankton er lavere og sigtdybden er større end i 1980'erne. Desuden var iltsvindet i 2004 mindre udbredt og varede kortere tid end i de foregående år. Men de senere års iltsvind begrænser stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor udledes færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis der skal opnås varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er tributyltin og andre miljøfarlige stoffer også et stort problem, som der må sættes ind overfor.

Året 2004

Året 2004 adskilte sig meget fra et gennemsnitsår. Det mest bemærkelsesværdige var den lave sigtdybde og høje koncentration og produktion af planteplankton i de fleste områder, og som ikke kunne forklares ud fra klimatisk betingede variationer i ferskvandsafstrømning, temperatur, solindstråling, vind eller den nordatlantiske oscillation (NAO), der normalt dominerer styringen af økosystemet i de frie vandmasser. En af årsagerne var en meget usædvanlig masseforekomst af silicoflagellaten *Dictyocha speculum* i Bælthavet i april-juni. Opblomstringen udnyttede tilsyneladende næringsstoffer fra bundvandet pga. et højtliggende springlag og opblanding af bundvand til overfladelaget. Lignende hydrografiske forhold kan også have forøget koncentrationen af planteplankton i Kattegat. Dette viser, at hydrografiske år til år variationer kan have stor indflydelse på biologien i de frie vandmasser.

Som under en lignende opblomstring af *D. speculum* i 1983 blev der registreret fiskedød i havbrug, men det kunne ikke eftervises, at *D. speculum* var årsag til dette. Men masseopblomstringen var sandsynligvis hovedårsag til udviklingen af et tidligt og udbredt iltsvind i Bælthavet i juli-august. Kraftigt vind, der medførte indstrømning af nyt iltrigt bundvand fra Skagerrak i sidste halvdel af september, afsluttede stort set iltsvindet, og både i kystvandene og de åbne indre farvande var ilt-

svindet i 2004 generelt mindre udbredt og af kortere varighed end i de to foregående år.

I 2004 var bundfaunaen karakteriseret af lav tæthed, diversitet og biomasse i alle områder. Tætheden er faldet signifikant i fjorde og kystvande siden 1998, og både tæthed og diversitet er faldet signifikant i Bælthavet og Kattegat siden 1994. Faldet i fjorde, kystvande og Bælthavet er en effekt af det ekstreme iltsvind i 2002, mens årsagerne til faldet i Kattegat er mere uklare, da store dele af Kattegat ikke udsættes for kraftigt iltsvind.

Vejret i 2004 var karakteriseret af en meget lav hyppighed af blæsevejr, undtagen i juni og september-oktober, en kold periode i juni-juli og stor nedbør i januar, juni-august og oktober. Ferskvandsafstrømningen var over middel i februar og oktober-december, men var for året som helhed kun lidt over middel. Udvasningen af næringsstoffer fra land var relativt lav pga. effekterne af vandmiljøplanerne og den næsten normale afstrømning. Derfor var også koncentrationerne af næringsstoffer i farvandene relativt lave, og alle næringsstoffer, undtagen silikat, udviser en signifikant faldende tendens.

Trods dette har koncentration og produktion af planteplankton i fjorde og kystvande generelt ikke ændret sig siden 1993, og sigtdybden er faldet signifikant ligesom dækningsgraden og dybdeudbredelsen af ålegræs inderst i fjordene. Miljøforholdene blev forbedret i fjordene fra 1980'erne til 1993 parallelt med reduktionen i fosforudledningerne fra spildevand. Siden 1993 har fosforudledningerne generelt ikke ændret sig. Kvælstoftilførslerne har varieret meget fra år til år afhængigt af ferskvandsafstrømningen, der var særlig høj i perioden 1998-2002, og kvælstoftilførslerne har derfor ikke udvist et gradvist signifikant fald, som det biologiske system kunne reagere på.

Dertil kommer naturlige uforklarede år til år variationer i det økologiske system og i interaktioner mellem systemets komponenter. Bl.a. er indflydelsen af ændringerne i bundfaunaen på forholdene i de frie vandmasser ikke kendt. Iltsvindet i 2002 og den deraf følgende ændring i bundfauna kan have ændret næringsstofomsætningen i systemet. Det må derfor understreges, at det vides endnu ikke, om de dårligere forhold i 2004 var en enkelt uheldig år til år variation, eller starten på en uheldig udvikling.

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2004 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Næringsstofftilførsler

- Ferskvandsafstrømningen i 2004 var 6% højere end gennemsnittet 1989-2003, men 39% større end i 2003, som var et meget tørt år.
- Kvælstofudledningerne til marine kystområder var i 2004 14% mindre end gennemsnittet 1989-2003, men 57% større end i 2003.
- Fosfortilførslen var i 2004 68% mindre end i 1989-90, men 37% større end i 2003.
- Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viser for kvælstof, at der i perioden 1989 til 2004 ikke er en signifikant faldende tendens, undtagen til Øresund, der er domineret af punktkilder. Årsagen er stor nedbør i årene 1998-2002.
- Tager man højde for variationer i vandafstrømningen er kvælstofudledningerne til fjorde og kystvande siden 1989 reduceret med ca. 43%, og fosforudledningerne med ca. 77%.
- Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes at være reduceret ca. 20% siden 1989.

Koncentration af næringsstoffer

- I 2004 var næringsstofniveauerne i fjorde og kystnære områder blandt de laveste i perioden 1989-2003 pga. effekterne af vandmiljøplanerne og den næsten normale ferskvandsafstrømning.
- Koncentrationerne af kvælstof i fjorde og kystvande er faldet signifikant siden midten af 1990'erne. I de åbne indre farvande har de været signifikant faldende siden 1989.
- Koncentrationerne af fosfor ligger nu på et stabilt niveau efter et signifikant fald i begyndelsen af 1990'erne.

Effekter af næringsstoffer

- Generelt var forholdene i de frie vandmasser dårligere i 2004 end i de foregående år.
- Fra begyndelsen af 1980'erne og frem til 1993 er vandet blevet klarere i fjorde og kystvande, og koncentrationen, og produktionen af planteplankton faldt. Men siden 1993 er sigtddybden igen faldet signifikant, mens der ikke ses nogen udvikling i algevækst og -koncentration, sandsynligvis fordi fosfortilførslen ikke er ændret

siden 1993, og kvælstoftilførslen har varieret meget fra år til år uden nogen signifikant faldende tendens.

- I de åbne indre farvande er sigtddybden steget siden slutningen af 1980'erne. Tilsvarende er koncentrationen af planteplankton faldet.
- Mængden af ilt i bundvandet i månederne juli-november er faldet signifikant i fynske fjorde og Det sydfynske Øhav siden 1977 og i alle dele af de åbne indre farvande og Arkonahavet siden slutningen af 1960'erne.
- Udbredelsen og varigheden af iltsvind var i 2004 dog langt mindre end i 2002 og 2003.
- Som følge af iltsvindene i 2002 og 2003 er der stadig store områder i fjorde og Bælthavet, hvor bunddyrsamfundenes tæthed og artsrigdom er stærkt reduceret.
- I Kattegat var artsrigdommen også meget lav i 2003 og 2004 og er halveret siden 1994.
- Langs de åbne kyster og i yderfjordene voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens både dybdegrænse og dækningsgrad er blevet mindre i de indre dele af fjordene gennem perioden 1989-2004.
- Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på 1-2 m's dybde er reduceret signifikant i inderfjordene siden 1989.
- På stenrevne i det åbne Kattegat var den samlede dækningsgrad af algevegetationen i 2004 signifikant bedre end gennemsnittet 1994-2001.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Koncentrationen af tungmetaller i muslinger svarede i 2004 generelt til "ubetydeligt til moderat forurennet".
- Generelt var koncentrationen af PCB og PAH i muslinger på niveauer, hvor effekter på miljøet ikke kan udelukkes. Derimod udgør koncentrationen af andre organoklorforbindelser som HCH og DDT ikke nogen risiko.
- TBT i muslinger var i 2004 lavere end i 2003, men udgør stadig en væsentlig risiko for alvorlige effekter i økosystemet.
- Der er fundet tegn på, at fisk og muslinger i visse kystnære områder er påvirket af miljøfarlige stoffer i form af øget aktivitet af afgiftningenszymer, reduceret lysosomal stabilitet og effekter på reproduktion og kønsudvikling.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøplan I. Baggrunden var de voldsomme iltsvind i starten af 1980'erne, specielt i 1981 og 1986. Formålet med planen var at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industrier med hhv. 50% og 80%. For fosfors vedkommende omfattede landbrugsdelen dog alene gårdbidraget, da der var usikkerhed om omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne. Først med Vandmiljøplan III fra 2004 skal overskuddet af fosfor tilført markerne halveres, og kvælstofudvaskningen skal reduceres med yderligere 13% inden 2015.

For at følge effekterne af Vandmiljøplan I vedtog Folketinget, at der samtidig skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer), der i særlig grad mentes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997, med en mindre revision i 1993 (*Miljøstyrelsen 1989, 1993*). Resultaterne herfra viste, at de variable, man havde valgt i overvågningsprogrammet, generelt var gode til at beskrive betydningen af kvælstof og fosfor for vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I.

Indholdet af vandmiljøplanens overvågningsprogram blev i hovedtræk videreført i det reviderede program, NOVA-2003 (*Miljøstyrelsen 2000*), som blev udført fra 1998 til 2003. Med NOVA-2003 blev tungmetallers og organiske miljøfremmede stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet en del af det nationale overvågningsprogram. På det marine område blev målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer i de åbne farvande, og målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, kaldet NOVANA (*Svendson et al. 2004*) iværksat. På det marine område er NOVANA opdelt i tre indsatsområder:

- eutrofiering inkl. fysiske forhold og modellering
- biodiversitet og naturtyper
- miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitoring,

hvor biodiversitet og naturtyper er et nyt element i det nationale overvågningsprogram.

Formålet med overvågningen

Formålet med overvågningen af havet er:

- at følge udviklingen i de fysiske-kemiske forhold, herunder hydrografi, næringsstoffer og iltsvind
- at følge udviklingen i biologiske forhold
- at opgøre transporterne af vand- og næringsstoffer i de danske farvande
- at følge udviklingen i naturforhold og i biodiversitet inden for plankton, bundvegetation, bundfauna og fisk
- at opgøre forekomst og koncentration i biota og sediment af miljøfarlige stoffer og
- at vurdere biologiske effekter af miljøfarlige stoffer.

Områder og prøvetagningsprogram

I NOVANA er kystvande for eutrofieringsundersøgelser opdelt i to niveauer: E2 (repræsentative områder) og E2+ (typeområder), hvor der i E2+ områder suppleres med målinger af flere variable. I åbne farvande betegner E2+ stationer med høj målefrekvens (intensivstationer), mens E2 betegner stationer (ekstensivstationer) anvendt til kortlægning af vinternæringsalte, iltsvind, bundfauna og pigmenter i sedimentet. Også undersøgelser af biodiversitet/naturtyper og miljøfarlige stoffer er opdelt i to niveauer, hvor niveau 1 (B1 og MFS1) betegner lokaliteter, hvor der kun foretages undersøgelser 1 til 3 gange i en 6-årig periode, mens niveau 2 lokaliteter (B2 og MFS2) undersøges hvert år. Overvågning vil i perioden 2004-2009 finde sted i eller på:

Eutrofiering:

- 34 repræsentative kystområder (E2 områder)
- heraf 11 typeområder (E2+ områder)
- 100 ekstensive havstationer (E2, kortlægning)
- 14 intensive havstationer (E2+) inkl. 3 "bøjestationer"

Biodiversitet og naturtyper:

- 39 sten- og boblerev (B1)
- 7 fiskelokaliteter (B1)
- 845 bundfaunastationer (B1)
- 12 sten- og boblerev (B2)

Miljøfarlige stoffer:

- 50 sediment-, 26 muslinge- og 27 bioeffekt lokaliteter (MFS1)
- 31 muslinge-, 5 fiske- og 6-7 bioeffekt lokaliteter (MFS2)

Overvågning i de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er koncentreret om følgende 4 overordnede elementer: i) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, ii) biologiske forhold i vandsøjlen, iii) hydrografi og massebalance og iv) biologiske forhold på bunden. Overvågningen af miljøfarlige stoffer finder sted i både biota og sedimenter. *Figur 1.1A-C* viser placeringen af stationer,

hvor de forskellige typer målinger, som ligger til grund for årets rapport, er foretaget.

Dataoverførsel og rapportering

Data fra de af amterne gennemførte undersøgelser skal være indberettet til Det Marine Fagdatacenter (M-FDC) den 1. maj. Hovedparten af data har været overført, kvalitetssikret og indlagt i M-FDC's database (MADS) inden den 1. maj. Desuden er svenske og norske data fra de fælles havområder indlagt i MADS, men ikke offentligt tilgængelige.

Data vurderes og rapporteres på 3 niveauer:

- de regionale myndigheder rapporterer særskilt resultaterne af den gennemførte overvågning – se afsnittet 'Hvor kan jeg læse mere?'
- der udarbejdes en sammenfattende landsdækkende havrapport om tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene i de danske farvande (nærværende rapport)
- de overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning 'Vandmiljø og Natur 2004' (Andersen et al. 2005).

Formålet med rapporteringen

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

Tilstanden og udviklingen i de danske farvande er vurderet i årlige rapporter siden 1990. Indikatorerne for den aktuelle tilstand og udviklingen i rapporterne har i stort omfang været de samme gennem

årene, da de er vurderet at have den fornødne robusthed. Indikatorerne fokuserer på forekomst og effekter af forurenende stoffer, først og fremmest på næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

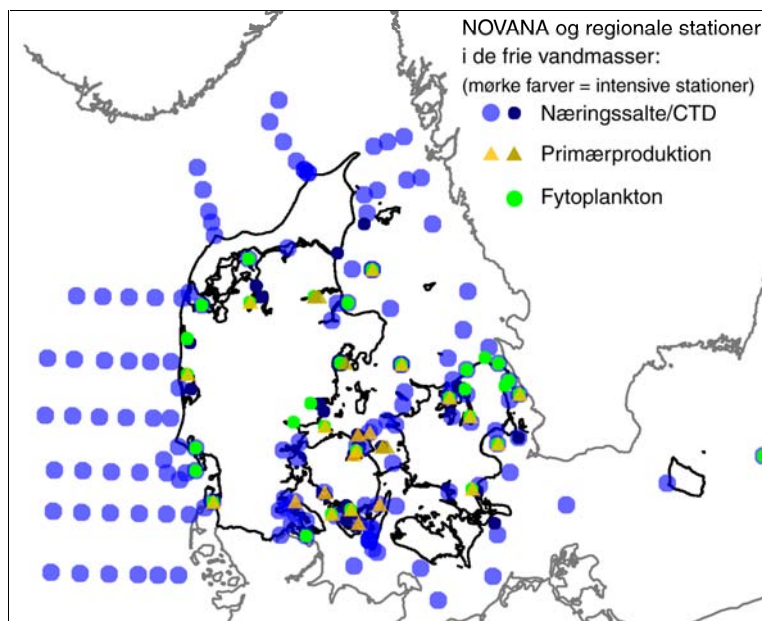
Udvekslingen af vand og stof med de havområder, som grænser op til Danmark, er vigtig for at forstå betydningen af lokale kilder og eksterne kilder. I regi af NOVA-programmet har der i perioden 1998-2001 været udført beregninger af vand- og stoftransporterne i de danske farvande. Denne aktivitet blev imidlertid bragt til ophør i 2002 som følge af besparelser, men er genoptaget i NOVANA-programmet. Fokus vil først og fremmest være på de enkelte år i NOVANA-programmet (2004-2009), men der arbejdes på at 'genberegne' alle NOVA-år.

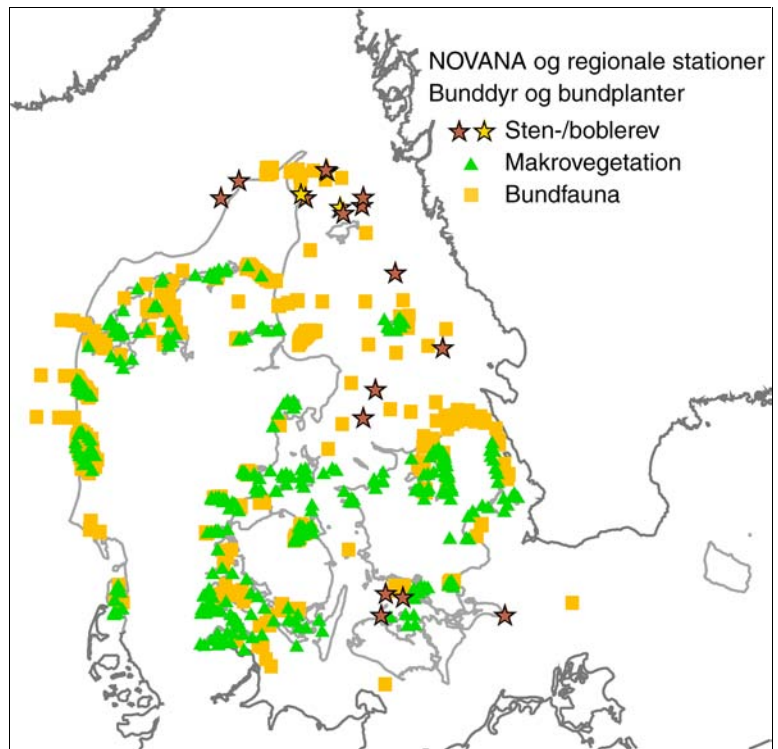
Det er selvsagt vigtigt at vide, om udviklingen går i den rigtige retning. Det er imidlertid lige så vigtigt at vide, om de politisk fastsatte mål for miljøkvaliteten er opfyldt, eller om målene kan opfyldes med de vedtagne handlingsplaner. Årets havrapport indeholder derfor en samlet oversigt over opfyldelsen af de regionale myndigheders målsætninger i de forskellige kystvande. En tilsvarende vurdering er udarbejdet for de åbne farvande (se kapitel 21 og Bilag 3).

Hvor kan jeg læse mere?

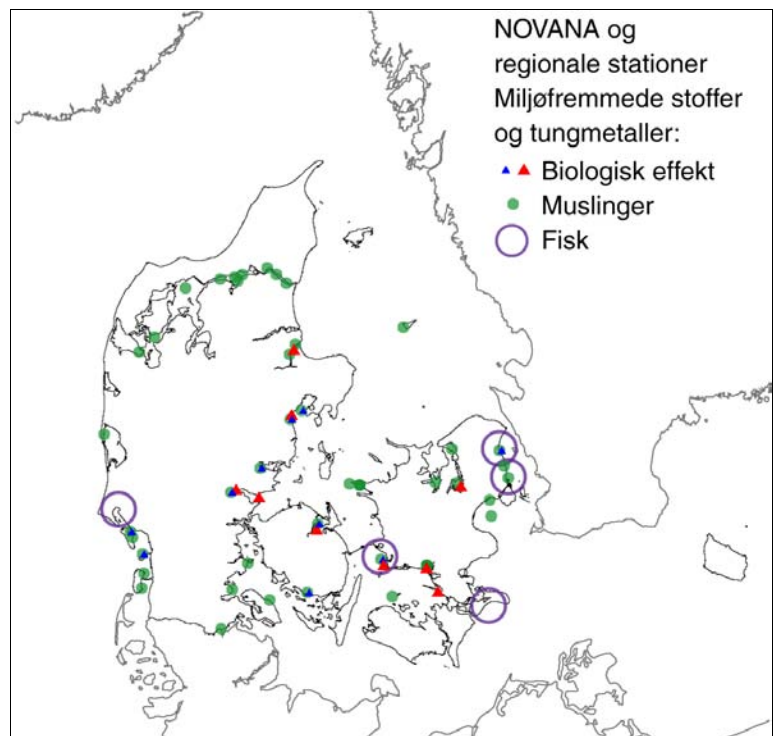
Denne rapport sammenfatter marine overvågningsaktiviteter, der udregnet som årlige udgifter beløber sig til mere end 55 mio. kr. En rapport på ca. 100 sider kan derfor af gode grunde ikke indeholde al den indsamlede information. Den interesserede læser henvises derfor til andre kilder (se afsnittet 'Hvor kan jeg læse mere?').

Figur 1.1A Pelagiske prøvetagningsstationer, hvorfra data er anvendt i denne rapport. Zooplankton rapporteres ikke i år og er derfor ikke medtaget. Bemærk at der på nogle stationer tages så mange prøvetyper, at symbolerne kan dække for hinanden (fx Århus Bugt).





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



Figur 1.1C Prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data for tungmetaller, miljøfremmede stoffer og biologiske effekter er anvendt i denne rapport. For de biologiske effekter (se kapitel 14) er lysosomal stabilitet i blåmuslinger de små blå trekanter og ålekvabbe-yngel er de røde trekanter. Imposéx rapporteres ikke i år og er derfor ikke medtaget.

Del 1 – Karakterisering og påvirkninger af de danske farvande

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er betinget af de naturlige fysiske forudsætninger og af de menneskelige påvirkninger. De fysiske forhold som vanddybde, vandudveksling, strømforhold, salinitet, temperatur, lagdeling, bundtype m.m. varierer betydeligt i vores farvande fra område til område og betinger, hvor de forskellige dyr og planter kan leve og indgå i økosystemerne. Derfor er de naturlige miljøforhold i de danske farvande meget forskelligartede.

Alene saliniteten har stor indflydelse på artsrigdommen. Eksempelvis falder antallet af registrerede makroalger (rød-, brun- og grønalger) gradvist fra knap 350 arter i Kattegat og knap 300 arter i Samsø Bælt, Lillebælt, Storebælt og Øresund til ca. 180 arter i Kiel Bugt, ca. 110 arter i farvandet mellem Dragør og Gedser og ca. 75 arter ved Bornholm (Dahl *et al.* 2003). Denne fordeling er hovedsageligt betinget af en gradient i salinitet. I overfladen er saliniteten ca. 8 ved Bornholm, og stiger gennem Bælthavet og Øresund til det nordlige Kattegat fra 10 til ca. 25. I bundvandet stiger saliniteten fra ca. 18 ved Gedser Rev til ca. 30 ved Sjællands Odde og 33-34 i det nordlige Kattegat. For andre organismegrupper som fytoplankton, bunddyr og fisk findes lignende afhængighed af saliniteten, således at den største artsrigdom findes ved høje saliniteter som i Kattegat og Skagerrak og den laveste artsrigdom ved lave saliniteter som i Østersøen og inderst i fjordene.

De naturlige økosystemer påvirkes af en lang række menneskelige aktiviteter, hvoraf udledning af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer anses for de vigtigste, men også fiskeri, klapning af opgravet materiale, skibsfart, offshore industri, anlæg på søterritoriet m.m. kan spille en rolle.

Mængden af næringsstoffer i et farvand styrer i høj grad dets miljø- og naturkvalitet. Udledning af store mængder næringsstoffer medfører en høj vækst af planktonalger, som gør vandet uklart. Mindre lys når ned til bunden og begrænser, hvor dybt ålegræs og store alger kan gro. Planktonalgerne falder ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde algerne. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bunden, kan der opstå iltvind, så bunddyr og planter dør, og fisk må flygte væk. Øget eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af skadelige planktonalger, der kan misfarve vandet, danne skum, dræbe bunddyr og fisk eller medføre skaldyrsgiftning af mennesker. Flere næringsstoffer medfører også en øget vækst af hurtigtvoksende store alger som søsalat og fedtemøg. De skygger ålegræsset væk, og kan forårsage store mængder opskyl og derved bevirke, at strandene taber rekreativ værdi. Færre ålegræsenge og bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk, og kan derfor give økonomiske tab for fiskeriet. Eutrofiering ændrer samtidigt struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundvegetation, bunddyr, fisk) og resulterer generelt i en lavere biodiversitet.

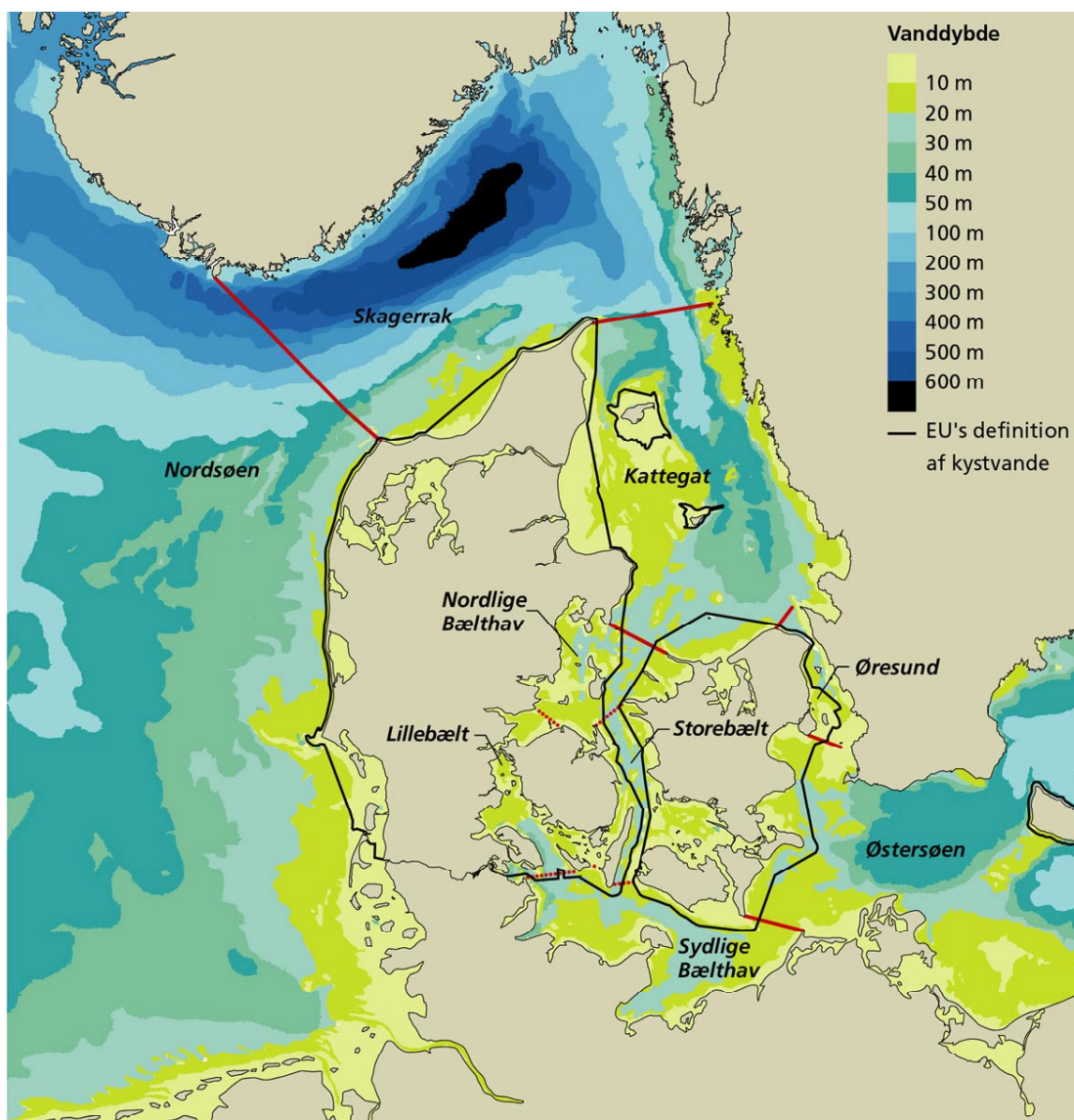
Tilførsler af miljøfarlige stoffer udgør også en presfaktor, der kan have indflydelse på økosystemets struktur og funktion, idet de påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst, adfærd eller kan på anden måde have betydning for deres overlevelse. I de danske farvande, herunder i forskellige fjorde, forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, og de kan dermed udgøre en potentiel risiko for økosystemet. I visse tilfælde kan stofferne kobles til specifikke biologiske effekter, fx TBT og ændringer af køns-karakterer (imposex/intersex) hos havsnegle.

2 Morfologi og havstrømme

2.1 Morfologi

De danske farvande er meget diverse og består af **lukkede fjorde** med lille vandudveksling med de åbne farvande som Limfjorden, Isefjorden, Ringkøbing, Nissum, Mariager, Randers, Flensborg, Roskilde og Odense fjorde, **åbne fjorde** med stor vandudveksling som Horsens, Vejle, Kolding og Åbenrå fjorde, **åbne bugter** som Århus, Sejerø og Køge bugter, **små øhaver** som Smålandsfarvandet, Det sydfynske Øhav og Vadehavet, **smalle bæltter** som Lillebælt, Storebælt og Øresund, **åbne kyster** som den jyske vestkyst og Kattegats kyster, **åbne farvande** som Østersøen, Kattegat, Skagerrak og Nordsøen.

Generelt er de danske farvande lavvandede. De største dybder findes i Skagerrak med op til 700 m. Fra Skagerrak går en dyb rende med op til 100 m's vanddybde ned i Kattegat øst om Læsø, hvorefter dybden gradvist aftager. I Bornholmsbassinet øst for Bornholm er der op til 90 m dybt, mens Arkonahavet vest for Bornholm er 45-50 m dybt. I de øvrige farvande er den maksimale dybde generelt under 50 m, bort set fra enkelte afgrænsede huller, og middeldybden for Kattegat og Bælthavet er kun hhv. ca. 20 m og ca. 15 m. Vanddybderne fremgår af kortet *figur 2.1*, hvor også 1.-ordens farvandsinddelingen samt kystvandene defineret efter EU's Vandrammedirektiv er vist.



Figur 2.1 Dybdeforhold i danske farvande. Den sorte streg angiver de danske kystvande, som de er defineret ud fra EU's Vandrammedirektiv. De røde streger angiver grænserne mellem de forskellige 1.-ordens farvandsafsnit. Dog er den sydlige grænse i Øresund her sat ved Drogden og ikke mellem Stevns og Falsterbo, da Køge Bugt hydrografisk hører til Østersøen. Omtegnet efter Aarup 1994.

I forbindelse med implementering af EU's Vandrammedirektiv er de danske kystvande blevet inddeelt i forskellige typer (Christiansen et al. 2004, Miljøministeriet 2004). De åbne kyster blev karakteriseret ud fra salinitet ved bunden, dybde, bølgeeks-

ponering og tidevand, mens fjordene blev karakteriseret ud fra salinitet ved bunden, grad af lagdeling, vandudveksling og slusekontrol. Analysen resulterede i 15 forskellige typer af danske kystvande (tabel 2.1).

Tabel 2.1 Typeinddeling af de danske fjorde og kystvande i relation til EU's Vandrammedirektiv. S = salinitet. ΔS = salinitetsforskellen mellem overflade og bund. Lagdelt hvis $\Delta S > 1$ i mindst 50% af målingerne. Afstrømningsindekset er beregnet som forholdet mellem ferskvandstilførsel og vandets opholdstid i fjorden.

Typeinddeling af fjorde og lukkede kystvande				
Type	Salinitet ved bunden	Lagdelling	Afstrømningsindeks	Fjorde
O3	Oligohaline S < 5	Lagdelt $\Delta S > 1$	F > 0,1	Indre Randers Fjord
M1	Mesohaline S = 5-18	Lagdelt $\Delta S > 1$	F < 0,1	Augustenborg Fjord Helnæs Bugt Nakskov Fjord Indre Åbenrå Fjord Indre Mariager Fjord
M2	Mesohaline S = 5-18	Blandet $\Delta S < 1$	F < 0,1	Roskilde Fjord Dybsø Fjord Præstø Fjord Holsteinsborg Nor Lunkebugten
M3	Mesohaline S = 5-18	Lagdelt $\Delta S > 1$	F > 0,1	Karrebæk Fjord Centrale Randers Fjord Holckenhavn Fjord
M4	Mesohaline S = 5-18	Blandet $\Delta S < 1$	F > 0,1	Indre Odense Fjord
P1	Polyhaline S = 18-30	Lagdelt $\Delta S > 1$	F < 0,1	Flensborg Fjord Gamborg Fjord Ydre Åbenrå Fjord Ydre Mariager Fjord
P2	Polyhaline S = 18-30	Blandet $\Delta S < 1$	F < 0,1	Isefjord
P3	Polyhaline S = 18-30	Lagdelt $\Delta S > 1$	F > 0,1	Århus Bugt Horsens Fjord Vejle Fjord Kalundborg Fjord Kolding Fjord Skive Fjord Lovns Bredning Risgårde Bredning Ydre Randers Fjord Ydre Odense Fjord
P4	Polyhaline S = 18-30	Blandet $\Delta S < 1$	F > 0,1	Nissum Bredning Thisted Bredning Kås Bredning Løgstør Bredning Nibe Bredning
Slusefjorde	Variabel			Ringkøbing Fjord Nissum Fjord Hjarbæk Fjord
Typeinddeling af overgangsvande og kystvande				
Type	Salinitet ved bunden	Dybde	Eksponeret - Tidevand	Kystvande
OW 1	Euhaline S > 30	D > 15 m		Det ikke kystnære område af det sydlige Kattegat mellem Hesselø, Gilleleje og Gniben
OW 2	Polyhaline S = 18-30	D < 15 m		Kystnære dele af Kattegat, Øresund ned til Drogden og Bælthavet ned til Knudshoved-Halsskov og Snævringen
OW 3	Mesohaline S = 5-18			Kystnære dele af de sydlige farvande fra Snævringen, Knudshoved-Halsskov og Drogden til Bornholm
OW 4	Euhaline S > 30		Eksponeret	Den jyske vestkyst
OW 5	Euhaline S > 30		Tidevand	Vadehavet

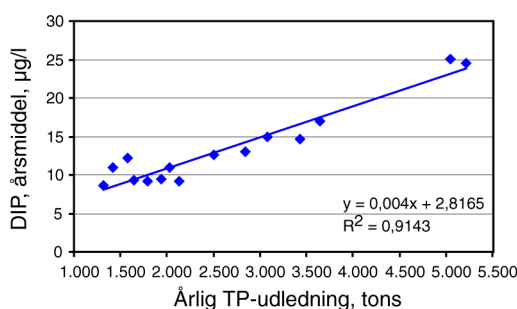
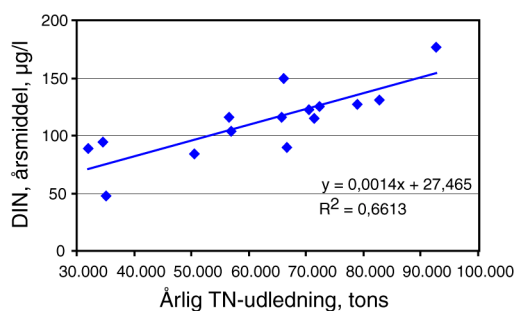
Vandudveksling og næringsstoffer i fjorde

Koncentrationen af næringsstoffer i vandet i de danske fjorde bestemmes først og fremmest af, hvor mange næringsstoffer der udledes direkte til fjorden fra land, mens tilførslerne direkte fra atmosfæren til fjordenes begrænsede overfladeareal generelt spiller en mindre rolle end i åbne farvande. Jo flere næringsstoffer der udledes i forhold til en fjords vandvolumen, jo større er koncentrationen af næringsstof i vandet i fjorden (figur 2.2 og 2.3).

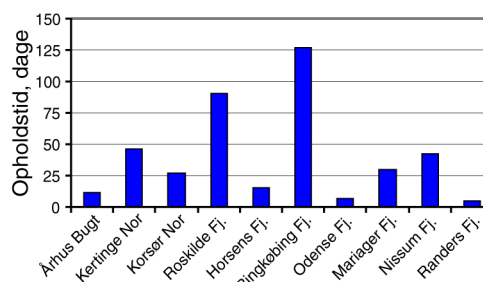
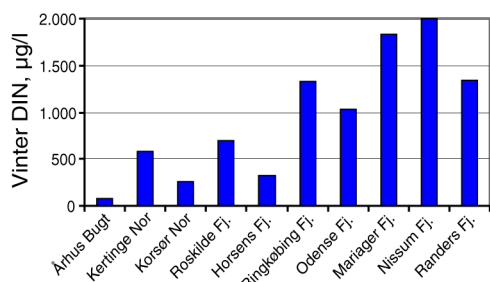
Også graden af fjordens åbenhed og vandudveksling med det tilstødende åbne farvand, som fjorden munder ud i, har betydning for koncentrationen af næringsstoffer i vandet i fjorden. I en fjord med kort opholdstid fortyndes næringsstofferne i fjordvandet med det indstrømmende mere næringsfattige havvand, og fjordens næringsstoffer eksporteres hurtigere til det åbne farvand end fra en fjord med lang opholdstid. For eksempel har Odense Fjord en større tilførsel af næringsstoffer fra land i forhold til fjordens volumen end Ringkøbing Fjord. Alligevel er koncentrationen af kvælstofnæringsstoffer mindre i Odense Fjord pga. vandets meget kortere opholdstid her end i Ringkøbing Fjord (figur 2.3).

Vandets opholdstid i fjordene spiller også en stor rolle for, hvor stor en del af de næringsstoffer, der tilføres fjorden fra land og atmosfæren, som eksporteres videre fra fjorden til de åbne farvande. For eksempel eksporterer Roskilde Fjord med en opholdstid på ca. 90 dage kun 10-20% af det tilførte kvælstof og fosfor videre til Isefjorden, mens Randers Fjord med en opholdstid på kun ca. 5 dage eksporterer ca. 80% af kvælstoffet og ca. 100% af fosforet ud i Kattegat. En del af det kvælstof, der tilbageholdes i fjordene forsvinder ved at nitrat i fjordbunden denitrificeres til atmosfærisk kvælstof, mens resten af det tilbageholdte kvælstof og alt tilbageholdt fosfor bindes eller begravnes i fjordbunden.

Tilbageholdelse af næringsstoffer i fjordene har således stor betydning for, hvor mange næringsstoffer fra land der når ud i fx det åbne Kattegat. Af de totale tilførsler fra dansk land til Kattegat og de tilstødende fjorde blev i 2003 knap halvdelen af kvælstoffet og ca. 1/5 af fosforet tilbageholdt i fjordene: Limfjorden, Mariager Fjord, Randers Fjord og Isefjorden/Roskilde Fjord.



Figur 2.2 Der er en direkte sammenhæng mellem udledning af næringsstoffer fra land og koncentrationen af næringsstoffer i fjordene. Det er her illustreret med indekset for årsmiddelkoncentrationen i overfladevandet i fjorde/kystvande af hhv. opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) (jf. kap. 9) som funktion af den årlige udledning af kvælstof (TN) og fosfor (TP) fra Danmark i perioden 1989-2003.



Figur 2.3 I figuren er fjordene ordnet efter stigende tilførsel af næringsstoffer pr. vandvolumen i fjorden. I venstre del af figuren ses, at generelt stiger koncentrationen af næringsstoffer i fjordene med stigende tilførsel i forhold til fjordens volumen, men vandets opholdstid i fjordene vist i højre side af figuren spiller også ind. Jo kortere opholdstid, jo lavere koncentration. Venstre delfigur er baseret på data fra 2003. Koncentrationen er beregnet som middel af målinger i overfladen i januar-februar i det pågældende område. Opholdstiderne er fra Rasmussen & Josefson (2002).

Vandudveksling mellem havområderne

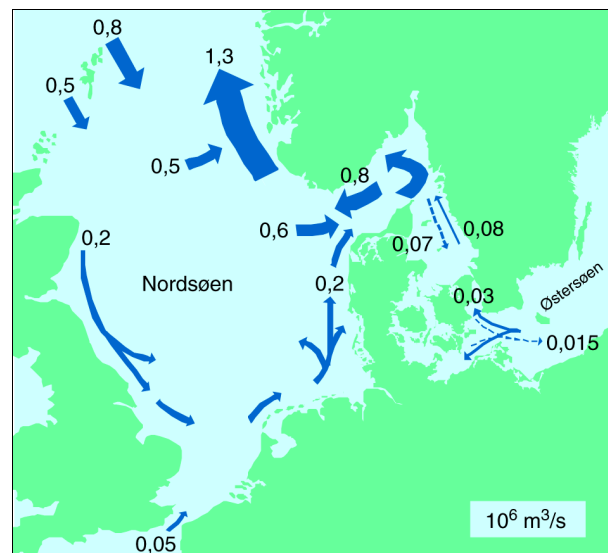
Østersøen kan betragtes som en meget stor fjord, hvor de indre danske farvande (Øresund, Bælthavet og Kattegat) udgør den smalle og lavvandede munding af fjorden ud mod Skagerrak, Nordsøen og Nordatlanten. Østersøen modtager et overskud af ferskvand fra floder og fra nedbør på overfladen, som i gennemsnit pr. år er ca. 475 km^3 større end fordampningen fra Østersøens overflade. Desuden strømmer der i gennemsnit lige så meget salt vand fra Skagerrak ind gennem de indre farvande til Østersøen, især under vestlige storme, så det samlede vandoverskud i Østersøen bliver i gennemsnit ca. 950 km^3 pr. år.

Dette store vandoverskud strømmer som et brak overfladelag ud gennem de indre danske farvande til Skagerrak og Nordsøen. Samtidigt strømmer der salt vand fra Nordsøen og Skagerrak ind langs bunden i de indre farvande. Derved opstår der en lagdeling af vandsøjlen i de indre farvande med det brakke og derfor lette Østersøvand øverst og det salte og derfor tungere vand fra Skagerrak nederst. Hvor de to vandlag mødes, dannes et såkaldt springlag i 12-15 m's dybde, hvor saltholdigheden og vægtfylden over et kort dybdeinterval stiger kraftigt. Om sommeren forstærkes springlaget yderligere, fordi solen opvarmer overfladelaget og gør det endnu lettere. Indstrømning af salt bundvand til Østersøen blokeres delvist af de to tærskler hhv. Drogden (8 m) og Gedser Rev (18 m). Springlaget danner en barriere, der gør det svært for vinden at blande de to vandmasser, hvilket fx kraftigt nedsætter transporten af ny ilt til bunden. Lagdelingen af vandet gør derfor de indre danske farvande særligt følsomme over for et øget iltforbrug ved bunden, hvorved der let kan opstå iltvind.

I den danske del af Nordsøen fører Den jyske Kyststrøm, også kaldet Jyllandsstrømmen, vand fra den sydlige Nordsø og Tyske Bugt op langs den jyske vestkyst til Skagerrak. Flere store floder som Rhinen og Elben udleder store mængder næringsstoffer til den sydlige Nordsø og Tyske Bugt, næringsstoffer som med Jyllandsstrømmen føres op langs Vestkysten til Skagerrak.

Vandudskiftningen i Skagerrak er meget stor. En stor del af alt det vand, der strømmer ind i Nordsøen fra Atlanterhavet nord om Skotland og gennem Den engelske Kanal, tager en tur rundt i Skagerrak, inden det løber op langs den norske kyst og ud i Nordatlanten igen (figur 2.4). Det gælder også vandet fra Jyllandsstrømmen, som dykker ned under udstrømningen fra Kattegat til Skagerrak, og sammen med denne følger den svenske og norske kyst ud i Nordsøen og Nordatlanten.

Ca. 10% af det vand, der fra Skagerrak strømmer ind i bundvandet eller springlaget i Kattegat, er fra Tyske Bugt bragt til Skagerrak af Jyllandsstrømmen. Koncentrationen af kvælstof i Tyske Bugt er i gennemsnit ca. $2\frac{1}{2}$ gange højere end i det øvrige vand, der strømmer til Kattegat fra Skagerrak, og i gennemsnit stammer op til 22% af den totale mængde kvælstof, der strømmer fra Skagerrak til Kattegat, fra Tyske Bugt.

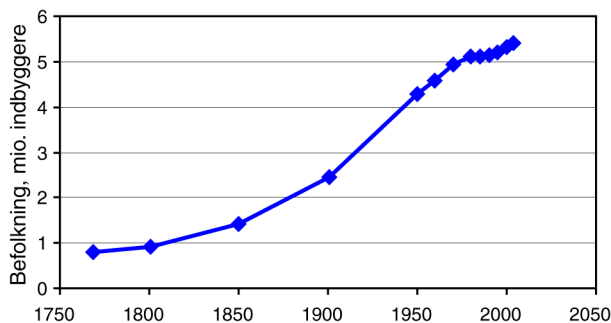


Figur 2.4 De dominerende havstrømme i Nordsø-Østersø området. Tallene på pilene angiver de bedste skøn over den gennemsnitlige transport af vand i enheden Sverdrup, dvs. $10^6 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ (OSPAR Commission 2000). De stiplede linier angiver indstrømning af bundvand til Kattegat og Østersøen.

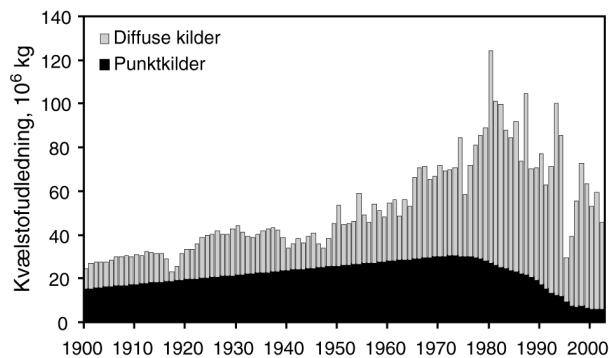
3 Demografi, industri og landbrug

Påvirkningen af det danske havmiljø er steget i takt med udviklingen i befolkningstal, tiltagende industrialisering og intensivning i landbrugsdriften. Befolkningstallet blev mere end fordoblet gennem 1800-tallet fra ca. 0,9 mio. omkring 1800 til 2,4 mio. omkring 1900. Befolkningstallet blev igen fordoblet fra 1900 til 1970, hvor der boede godt 4,9 mio. i Danmark. Derefter er væksten aftaget, så indbyggertallet i 2004 var knap 5,4 mio. (figur 3.1). Den store udvikling i industrialiseringen fandt også sted gennem 1900-tallet frem til 1970'erne. En rimelig antagelse er derfor, at udledningen af næringsalte med spildevand tilnærmelsesvis er steget proportionalt med befolkningstallet frem til 1970'erne, hvor mere effektiv rensning end blot mekanisk begyndte at blive udbygget. Industrialiseringen inden for landbruget fandt især sted fra 1960 til 1980'erne, hvor overskuddet af kvælstof i dansk landbrug steg fra ca. 200.000 t år⁻¹ til knap 500.000 t år⁻¹ (Dalgaard & Kyllingsbæk 2003), og den diffuse kvælstofudledning til de indre farvande steg fra ca. 25.000 t år⁻¹ til ca. 70.000 t år⁻¹ (figur 3.2) (Conley et al. Subm.).

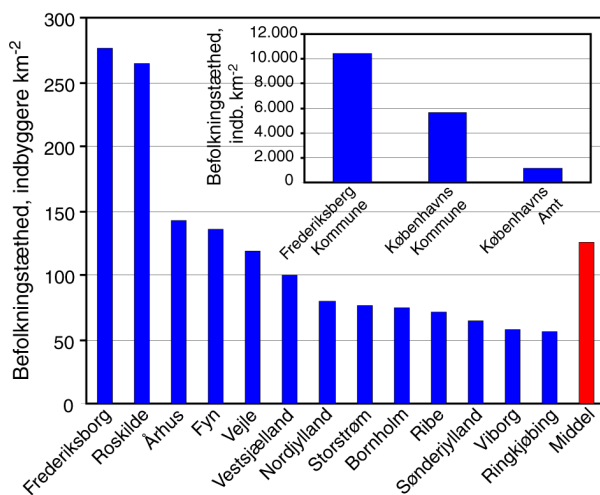
Langt den største koncentration af indbyggere findes i Hovedstadsområdet, dvs. Københavns Kommune, Frederiksberg Kommune, Københavns, Frederiksborg og Roskilde amter (figur 3.3) med en gennemsnitlig befolkningstæthed på 630 indbyggere km², men over 10.000 indbyggere km² i Frederiksberg Kommune. Næringssaltudledningerne til Øresund er derfor domineret af spildevand. De tyndest befolkede områder er Ringkøbing, Viborg, Sønderjyllands, Ribe, Nordjyllands og Storstrøms amter og Bornholms Regionskommune med 57-80 indbyggere km². Her er udledninger fra landbruget dominerende, hvilket bl.a. relaterer til den geografiske tæthed i 2004 af de ca. 13 mio. svin og ca. 1,6 mio. stykker kvæg, der generelt er modsat befolkningstætheden med de største koncentrationer i Jylland, på Fyn og Bornholm, dog er der relativt færre svin i Ribe Amt og kvæg på Bornholm, der har den højeste svinetæthed (figur 3.4).



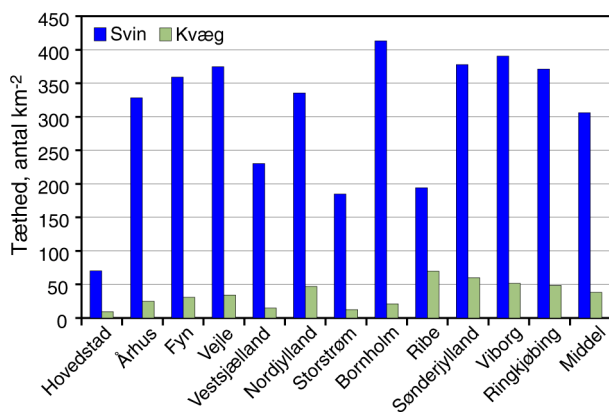
Figur 3.1 Udvikling i befolkningstal i Danmark fra 1769 til 2004. Kilde: Danmarks Statistik.



Figur 3.2 Rekonstruktion af total-N udledninger fra Danmark pr. hydrologisk år (juli-juni) til de indre danske farvande 1900/01-2002/03. Beregningerne er baseret på årlige kvælstofbalancer for dansk landbrug (Dalgaard & Kyllingsbæk 2003), målte diffuse og punktkildeudledninger 1989-2003, ferskvandsafstrømningen 1942-2003 og befolkningsudviklingen 1900-1970'erne (Conley et al. Subm.).



Figur 3.3 Befolkningstæthed i forskellige dele af Danmark i 2003. Kilde: Danmarks Statistik.



Figur 3.4 Tætheden af svin og kvæg i forskellige dele af Danmark i 2004. Kilde: Danmarks Statistik.

4 Klimatiske forhold

De klimatiske forhold i Danmark i år 2004 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur og nedbør for Jylland og øerne sammenholdt med standardperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association), med global indstråling målt ved H.C. Ørsted Institutet i København sammenholdt med 10-årsperioden 1990-1999 og med den retningsbestemte vindtransport målt ved Forskningscenter Risø. Datagrundlaget er fra hhv. Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2004 (Cappelen & Jørgensen 2005), samt målinger udført af DMI, af DMU og af Afdelingen for Vindenergi, Risø.

Vinter (januar - februar)

Vinteren 2004 var i gennemsnit 1° C varmere end normal niveauet for samme periode (figur 4.1A). Der faldt gennemsnitligt 41 mm mere nedbør end normalt i januar, som dermed var ualmindelig våd (figur 4.1B). Afstrømningen var normal i januar, men meget høj i februar (figur 4.1D). De to måneder var væsentligt mindre blæsende end normalt med kun 30% af det normale antal dage med vindhastigheder over 10,8 m s⁻¹ (figur 4.1C). Vindretningen var mere østlig end normalt i januar, men fra sydvest som normalt i februar (figur 4.3).

Forår (marts - maj)

Foråret 2004 var i gennemsnit 1,4° C varmere end normalniveauet for samme periode (figur 4.1A). Nedbørsniveauet var normalt for de tre måneder

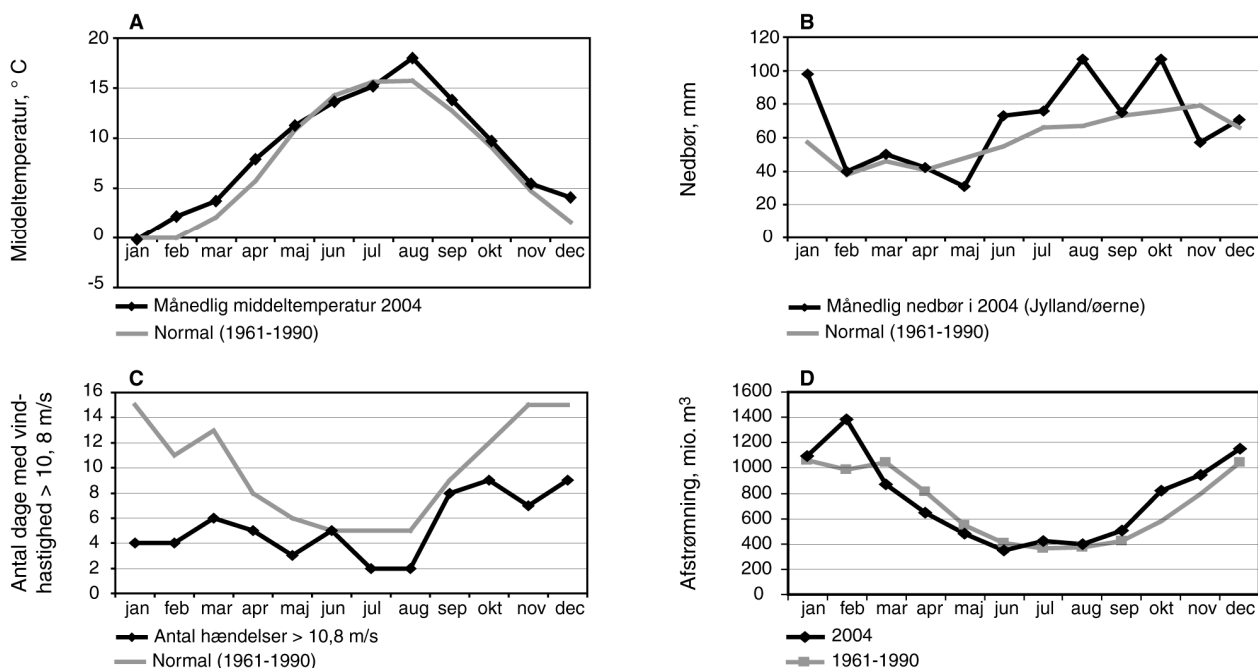
(figur 4.1B), men afstrømningen lavere end normalt (figur 4.1D). Det var væsentligt mindre blæsende end normalt med kun 20% af det normale antal dage med vindhastigheder over 10,8 m s⁻¹ (figur 4.1C). Vindretningen var mere østlig end normalt i marts måned (figur 4.3).

Sommer (juni - august)

Sommeren 2004 var i gennemsnit 0,4° C varmere end normalt (figur 4.1A). Der faldt gennemsnitligt 23 mm nedbør mere end normalt (figur 4.1B), men afstrømningen var normal (figur 4.1D). Også sommermånederne var mindre blæsende end normalt med 30% færre ekstreme vindhændelser (figur 4.1C). Vindretningen var dog fremherskende fra sydvest, hvilket er normalt for perioden (figur 4.3).

Efterår (september - december)

Efteråret 2004 var i gennemsnit 1,3° C varmere end normalt (figur 4.1A). Nedbørsniveauet over de 4 måneder var normalt, dog var nedbøren stor i oktober (figur 4.1B), og afstrømningen var over middel i hele perioden (figur 4.1D). Igen var perioden mindre blæsende med 60% færre ekstreme vindhændelser end normalt (figur 4.1C). Antallet af ekstreme vindhændelser var tæt på normalt i september og oktober, men kun på 40-50% af det normale i november og december. Den fremherskende vindretning var fra sydvest, hvilket er normalt for perioden (figur 4.3).



Figur 4.1 Årsvariation i 2004 af A) lufttemperatur, B) nedbør, C) hyppighed af vindhændelser med hastigheder over 10,8 m s⁻¹, svarende til hård vind eller mere, og D) ferskvandsafstrømning til de indre farvande.

Generelt

I 2004 var årsmiddeltemperaturen på 8,7° C for hele Danmark, dvs. 1,0° C højere end gennemsnittet for 1961-1990, og dermed har 15 ud af de sidste 17 år haft en højere middeltemperatur end perioden 1961-1990 (Cappelen & Jørgensen 2004). Det blev med 827 mm nedbør (figur 4.1B) et relativt vådt år med ca. 15% mere nedbør end normalt (Cappelen & Jørgensen 2004), pga. høj nedbør i månederne januar, juni, juli, august og oktober. Ferskvandsafstrømningen var dog kun knap 6% højere end normalt. Selvom vindhastighederne generelt var lavere end normalt, og der var væsentligt færre ekstreme vindhændelser end middel, var den fremherskende vindretning fra sydvest som normalt. Oftest er lave vindhastighed forbundet med år, hvor vinterperioden er præget af et mere kontinentalt klima end det normale vestenvindsklima. Dette beskrives med et NAO-indeks, som er forskellen i barometerstand mellem Island og Azorerne, som svinger mellem ± 3 og har en høj positiv værdi i år med udpræget vestenvindsklima og en høj negativ værdi i år med udpræget kontinentalt klima. I vinteren 03/04 havde NAO-indekset en værdi på -0,2, og de lave vindhastigheder var altså relateret til en vinter med et mindre udpræget vestenvindsklima, hvilket også forklarer, at vinden var mere østlig end normalt i årets første måneder.

Tidslig udvikling – klimatiske forhold

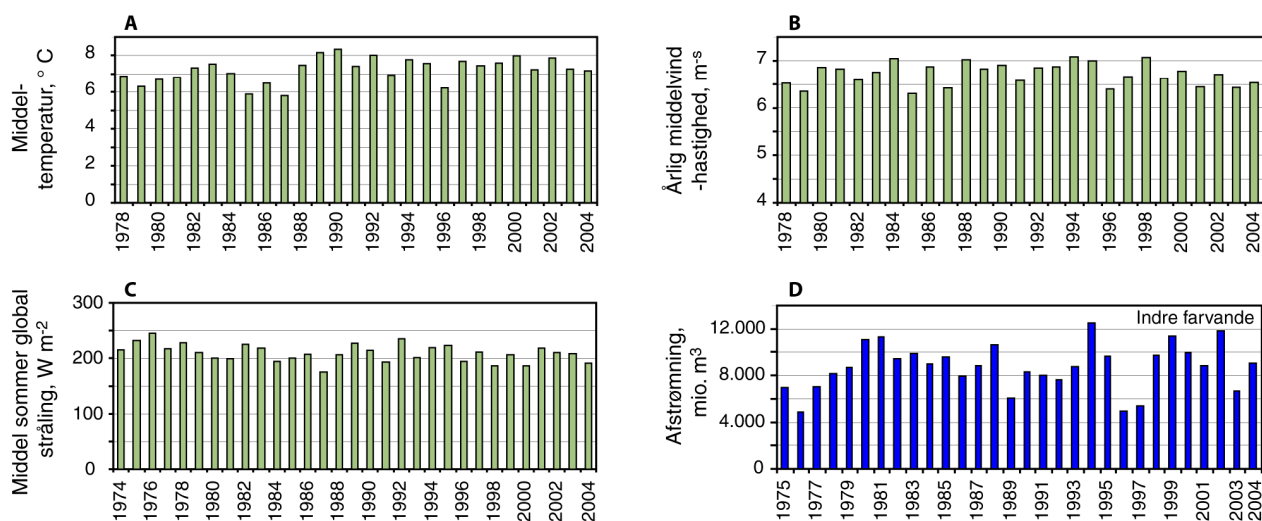
Forholdene i de danske farvande er påvirket af variationerne mellem år i temperatur, vindforhold, indstråling og afstrømning. I dette afsnit illustreres udviklingen af tre klimatiske parametre samt ferskvandsafstrømningen, og disse parametre er i de efterfølgende afsnit anvendt til at korrigere biologiske/kemiske parametre for klimatiske variationer. Klimadata beskriver variationerne i årlig

middeltemperatur (figur 4.2A), middelvindhastighed (figur 4.2B), sommerindstråling (figur 4.2C), og afstrømning (figur 4.2D). Formålet med figurerne er at vise variationen i de enkelte parametre mellem år fra 1970'erne til 2004 på en enkelt station. Formålet er ikke at beskrive den langsigtede klimaudvikling, hvor der anvendes et stort antal stationer til at danne middelværdier for et stort geografisk område og som diskuteres på langt længere tidshorisonter end de ca. 25 år, som er vist her.

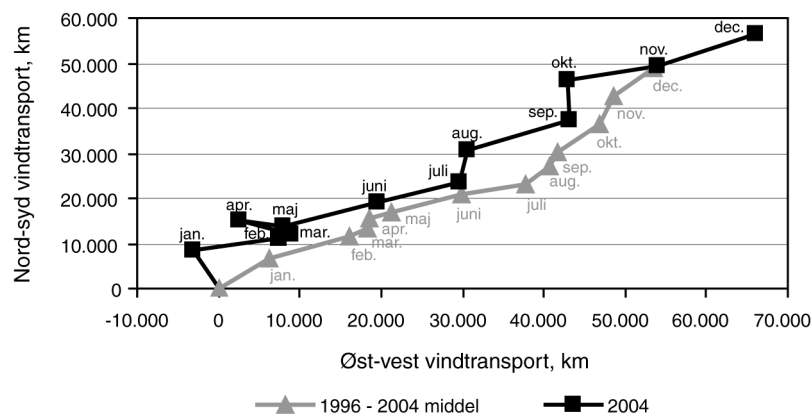
Det har vist sig vanskeligt at finde kontinuerte målinger fra den samme station i hele perioden fra 1970'erne til 2004, og derfor er tidsserierne sammensat af målinger fra to forskellige stationer, hvor der er høj korrelation mellem de overlappende målinger. Således er årlig middeltemperatur og vindtidsserier sammensat af målinger fra hhv. Sprogø (1978-1998) og Risø (1999-2004), og indstrålingstidsserien er sammensat af målinger fra Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-1999) og DMU's måler ved H.C. Ørsted Institutet i København (2000-2004).

Den årlige middeltemperatur målt på Sprogø/Risø varierer fra 5,8° C i 1987 til 8,3° C i 1990 (figur 4.2A). I 2004 var den målte årlige middeltemperatur 7,2° C, hvilket er 1,5° C lavere end middeltemperaturen for hele Danmark. Temperatursvingningerne mellem år følger dog udviklingen for landsgennemsnittet, således at perioden efter 1988 generelt er varmere end perioden før 1988.

Den årlige middelvindhastighed målt på Sprogø/Risø i 70 meters højde varierer mellem 6,3 m s⁻¹ i 1985 og 7,1 m s⁻¹ i 1995 (figur 4.2B). I 2004 var den målte årlige middelvindhastighed 6,5 m s⁻¹, altså i den lave ende, historisk set.



Figur 4.2 Årlig middeltemperatur (A), middelvindhastighed (B), sommerindstråling maj-aug. (C) samt ferskvandsafstrømning til de indre farvande (D). Datakilder: Sund og Bælt Holding, Afdeling for vindenergi, Forskningscenter Risø, Institut for Jordbrugsvidenskab, Afdeling for Agrohydrologi og Bioklimatologi, den Kongelige Veterinær og Landbohøjskole og DMU.



Figur 4.3 Den retningsbestemte vindtransport er beregnet som vektorsummen af den øst-vestgående og den nord-sydgående hastighedskomponent. Dette betyder, at lige store transporter hhv. i østlig og vestlig retning betegnes med forskelligt fortegn og resulterer i en middeltransport på 0 km. Størrelsen af den resulterende vindvektor bliver dermed et udtryk for middelvindtransporten i en given måned under hensyntagen til vindretningen. Retningen af den resulterende vindvektor beskriver middelvindretningen i den pågældende måned, og figuren er orienteret således, at vinde fra syd er positive langs y-aksen, og vinde fra vest er positive langs x-aksen. Den akkumulerede transport ved slutningen af hver måned er markeret med månedens navn. Data fra Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø.

Sommerindstrålingen varierer mellem 175 W m^{-2} i 1987 og 235 W m^{-2} i 1992 (figur 4.2C). I 2004 var sommerindstrålingen på 191 W m^{-2} , altså også i den lave ende.

Der er ingen trend i den tidlige udvikling af middelvindhastighed eller i sommerindstråling.

Ferskvandsafstrømningen bestemmer tilførslen af næringssalte fra land til fjorde og åbne kystvande. Tidsserien for afstrømningen til de indre danske farvande i perioden 1975-2004 er sammensat af opgørelser foretaget af Hedeselskabet for DMU (1975-89) og DMU's egne opgørelser (1990-04) (figur 4.2D). Ferskvandsafstrømningen er tæt korreleret til nedbør, dog er korrelationen højere for nedbør, der falder i vintermånederne end i sommermånederne, fordi der i sommermånederne er et stort fordampningstab via planter. Derfor var afstrømningen i 2004 kun lidt over middel, selvom nedbøren var ca. 15% over normal. Afstrømning er den af de fire anvendte variable, der har den største år til år variation.

Sammenfatning

Sammenlignet med årsmidlerne 1961-90 adskilte 2004 sig på følgende måde:

- Temperaturen var $1,0^\circ \text{ C}$ højere end normalt, men under middel i juni-juli,
- Antallet af dage med blæsevejr var langt mindre end normalt, undtagen i juni og september,
- Nedbøren var ca. 15% over normal, og var især høj i januar, juni-august og oktober, og
- Ferskvandsafstrømningen var ca. 6% over normal, men under middel i marts-juni.

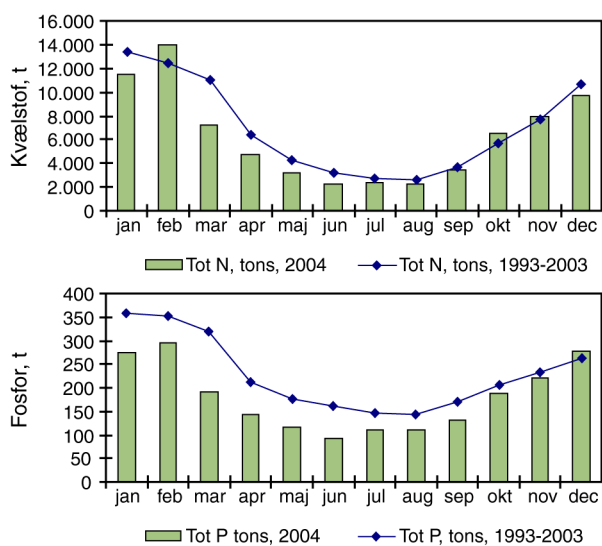
5 Stoffilførsler fra land

Året der gik

Ferskvandsafstrømningen var i 2004 på 14.900 mio. m³ (347 mm), hvilket er ca. 6% over normalen for 1971-2000. Stoffilførslen til kystområder via vandløb og direkte spildevandsudledninger, inklusivt havbrug, var i 2004: 75.300 tons kvælstof, 2.160 tons fosfor og 25.200 tons BOD₅ (Bilag 2). Kvælstoffølserne i 2004 var dermed 57% større end i 2003, og tilsvarende var fosfor- og BOD₅-tilførslerne hhv. 37% og 4% større. Variationerne i stoffilførslerne over året (figur 5.1) afveg ikke meget fra normalt. Dog var kvælstofafstrømningen meget stor i februar, men til gengæld meget lav i marts.

Udvikling i stoffilførsler fra land

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (figur 5.2 samt Bilag 2). Metoder til opgørelse af stoffilførsler er beskrevet i *Bøgestrand (2005)*. Den diffuse afstrømning har i alle år været hovedkilden til kvælstoffølserne fra land til marine kystafsnit (ca. 80% i gennemsnit for perioden 1989-2004), og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning i de første år udgjort en mindre andel (ca. 30%) af den samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning, og den har i de senest år udgjort den største del.

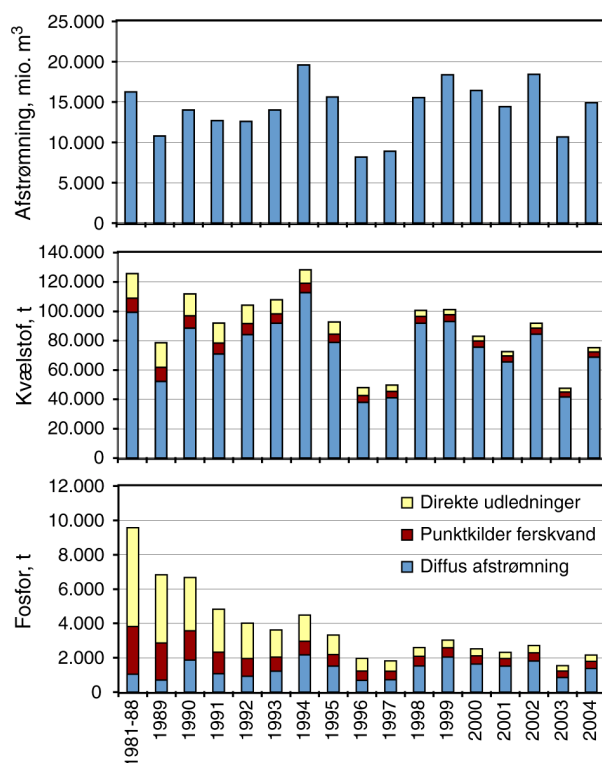


Figur 5.1 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2004 sammenlignet med midlerne for perioden 1993-2003.

Den store renseindsats overfor spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 1.000 tons fosfor i 2004 eller med ca. 90%. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 7.000 tons i 2004 svarende til en reduktion på ca. 75%.

Udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger er analyseret for perioden 1989 til 2004 med en Mann-Kendall trend-test. Testen er både foretaget på de samlede tilførte mængder og på de vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at eliminere betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se *Bøgestrand (2005)*.

Udviklingen i den samlede næringsstoffølser til kystområderne i tons (figur 5.2), hvor der således ikke er taget højde for variationer i vandafstrømningen, viser, at for kvælstof er der en faldende tendens, men der kan ikke konstateres en statistisk signifikant udvikling, undtagen i udledningen til Øresund, der er domineret af punktkilder (tabel



Figur 5.2 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2004 samt middel for perioden 1981-88.

5.1). Fosformængden er derimod signifikant faldende, og reduktionen er fra 1989 til 2004 estimeret til ca. 76%. På 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 49 og 100%.

Med korrektion for variationer i vandafstrømmingen (koncentration), og under anvendelse af niveauet for 1989 som udgangspunkt, er den samlede reduktion i den marine kvælstofbelastning opgjort til omkring 43% (tabel 5.1). På et 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 31 og 56%. For fosfor er der i løbet af den samme periode sket en reduktion i den vandføringsvægtede belastning på omkring 77%. På 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 50 og 100%.

Tabel 5.1 Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede tilførte mængde af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og i den vandføringsvægtede koncentration for perioden 1989-2004. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. * angiver, om udviklingstendenser er signifikante, hvor * angiver at $0,01 \leq P < 0,05$ og ** angiver, at $P < 0,01$. Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været $\geq 0,05$ og udviklingen dermed ikke signifikant.

Farvandsområde	Kvælstof		Fosfor	
	Tilført mængde	Koncentration	Tilført mængde	Koncentration
Nordsøen	-	- **	- **	- **
Skagerrak	-	- **	- **	- **
Kattegat	-	- **	- *	- **
Nordlige Bælthav	-	- **	- **	- **
Lillebælt	-	- **	- **	- **
Storebælt	-	- **	- **	- **
Øresund	- **	- **	- **	- **
Sydlig Bælthav	-	- *	- **	- **
Østersøen	-	- **	- **	- **
Danmark	-	- **	- **	- **

Konklusion

- Målt i tons er der sket et signifikant fald i udledningen af fosfor, hvorimod der, trods faldende tendens, ikke kan konstateres en signifikant udvikling i kvælstofmængden, bortset fra et fald i udledningen til Øresund.
- For alle farvandsområder er der sket et signifikant fald i den samlede vandføringsvægtede udledning af både kvælstof og fosfor.

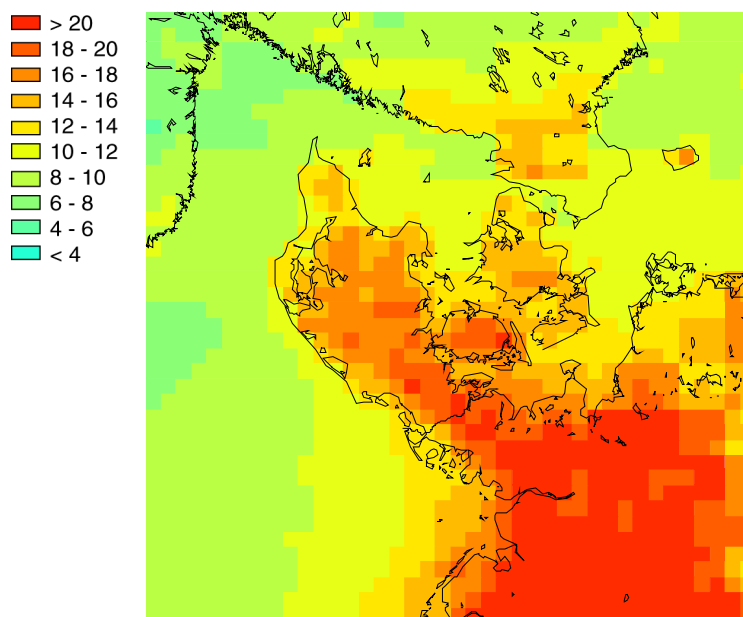
6 Atmosfærisk kvælstofdeposition

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

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget med DMU's luftforureningsmodel, DEHM, til et net af gitterceller på 17 km x 17 km, som dækker de danske farvandsom-

råder (figur 6.1) (Ellermann et al. 2005). Beregningerne er foretaget med emissionsopgørelser for år 2002 for både Danmark og for de øvrige europæiske lande, hvilket er de senest tilgængelige opgørelser. Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er vist i tabel 6.1. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens og -mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Deposition til andre farvande er givet på:

www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP



Figur 6.1 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske farvande og landområder beregnet for 2004. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeld deposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg N ha⁻¹. 10 kg ha⁻¹ svarer til 1 t km². Gitterfelterne er på 17 km x 17 km.

Tabel 6.1 Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2004.

ID	Navn	Tørdeposition [KTonN]	Våddeposition [KTonN]	Total deposition [KTonN]	Total deposition/ areal [tons N km ⁻²]	Areal [km ²]	Andel fra danske kilder [%]
1	Nordsøen – Alle danske områder	16,7	29,5	46,2	1,0	48.735	14
2	Skagerrak – Alle danske områder	3,2	6,2	9,4	0,9	10.339	22
3	Kattegat – Svenske områder	1,8	4,6	6,4	1,0	6.743	15
3	Kattegat – Alle danske områder	7,3	11,0	18,3	1,1	16.814	28
4	Nordlige Bælthav	2,3	2,8	5,2	1,3	4.091	34
5	Lillebælt	1,4	1,6	3,0	1,5	1.992	33
6	Storebælt	2,7	3,5	6,3	1,4	4.511	25
7	Øresund – Alle danske områder	0,6	0,9	1,5	1,1	1.402	21
79	Øresund – Svenske områder	0,3	0,6	0,9	0,9	950	14
8	Sydlig Bælthav	1,6	2,0	3,6	1,4	2.545	14
9	Østersøen – Alle danske områder	5,8	7,6	13,4	1,1	12.560	13
	Alle danske farvandsområder	42	65	107	1,0	102.989	19

Den beregnede totale kvælstofdeposition var i 2004 på 107.000 tons, hvilket er et svagt fald i forhold til rapporteringen for 2003. Der ses forskelle på op til ca. 20% mellem de to år for enkelte af hovedfarvandene. Faldet i den rapporterede deposition skyldes dog, at beregningerne for år 2004 er foretaget med en ny og bedre luftforureningsmodel, DEHM. Resultaterne fra den nye model er blevet kvalitetsvurderet via sammenligning med danske og europæiske måleresultater og via sammenligning med resultater fra den tidligere anvendte model, ACDEP, og internationalt anerkendte modeller. Resultaterne af denne kvalitetsvurdering er, at DEHM giver mere korrekte resultater, og at den giver kvælstofdepositioner til de danske farvande, som i gennemsnit ligger 13% under resultaterne fra den tidligere anvendte model. Baggrund og konsekvenser af skift i model er nærmere gennemgået i et temaafsnit under lufrapporteringen i NOVA-NA (se *Ellermann et al. 2005*).

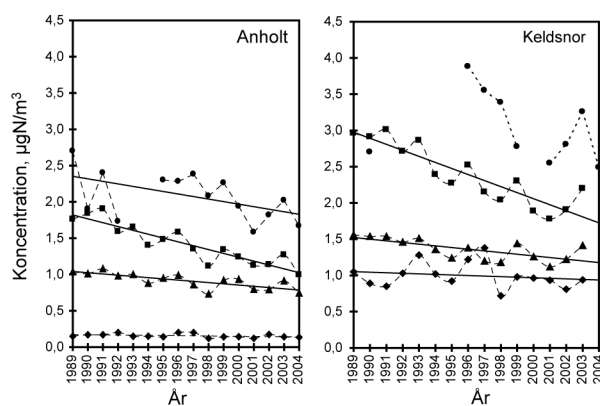
Målingerne ved målestationerne viser en højere deposition i 2004 set i forhold til resultaterne fra 2003, hvilket hovedsageligt skyldes en større nedbørsmængde. Målingerne viste stor variation i depositionen mellem månederne og mellem målestationerne. Ved Keldsnor målt den højeste deposition i juli og august, mens den største deposition ved Anholt faldt i august og oktober.

Den danske andel af depositionen er i modelberegningerne vurderet til ca. 19%, men varierer fra 33-34% i Lillebælt og det nordlige Bælthav til 13-15% i Østersøen, Nordsøen og det sydlige Bælthav (tabel 6.1). Den danske andel udgør en større andel, end det hidtil har været rapporteret, ca. 12% for år 2003. Dette er en konsekvens af udskiftningen af modellen.

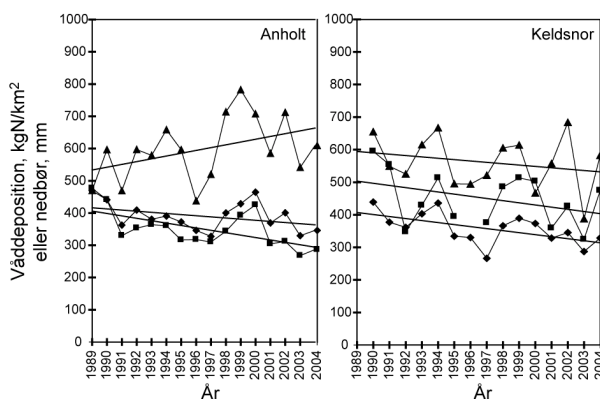
Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor, bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. *Figur 6.2* viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium, sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat) og kvælstofdioxid, og *figur 6.3* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Målingerne viser en tendens til faldende våddeposition på hovedparten af målestationer, og ved midling over alle målestationerne ses et signifikant fald. Tilsvarende ses et signifikant fald i den samlede deposition af kvælstof som middel over resultaterne fra målestationerne. Det vurderes derfor, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofbelastning af havmiljøet på ca. 20% for perioden 1989-2004. Der er store variationer mellem årene på grund af variationerne i de meteorologiske forhold. Navnlige 1998 og 1999 udmærkede

sig ved høj våddeposition, hvilket skyldtes store nedbørsmængder i disse år.

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



Figur 6.2 Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak (♦), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2004 er foretaget i forbindelse med LMP (se *Kemp et al. 2005*).



Figur 6.3 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (♦) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor i perioden 1989-2004. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg.

7 Transport og retention af næringsstoffer i kystvande

Den månedsvise tilbageholdelse af næringsstoffer (TN og TP) i 2004 er beregnet for 6 kystvande: Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Skive Fjord (inkl. Lovns og Risgaarde bredninger), Odense Fjord, Præstø Fjord samt Det sydfynske Øhav. Analysen baseres på modelberegninger udført af amterne.

Stoftilbageholdelsen beskrives her i forhold til næringsstofbelastningen fra land. I beregningerne indgår således transporten af stof fra land samt nettotransporten af stof over kystvandets ydre rande. De landbaserede transporter benævnes T_q og inkluderer det, der tilføres direkte fra land og via vandløb, der munder ud i kystvandet. Nettotransporten T_n er bestemt som differensen mellem det udstømmende (T_{ud}) og indstrømmende (T_{ind}) stof, $T_n = T_{ud} - T_{ind}$ og angiver således nettotransporten af næringsstoffer ud fra kystvandet til det tilstødende farvand. Herefter bestemmes stoftilbageholdelsen eller retentionen R som:

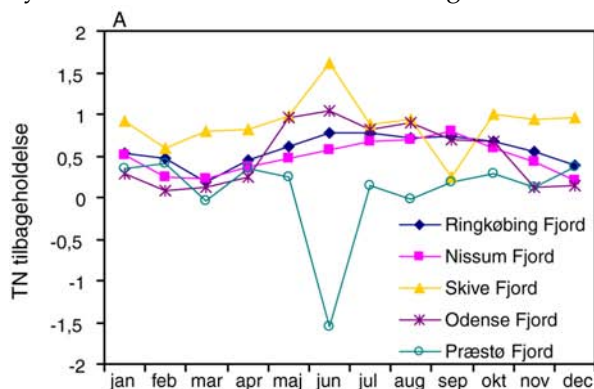
$$R = (T_q - T_n) / T_q$$

Retentionen af TN og TP for de 6 kystvande er vist i figur 7.1 og 7.2. En retention $R = 0$ viser, at kystvandet i gennemsnit eksporterer den samme mængde stof, som der tilføres fra land. En retention $R > 1$ indikerer, at næringsstoffer importeret fra tilstødende farvande tilbageholdes i kystvandet, fx pga. sedimentation eller øgning af den organiske pulje under vækstsæsonen. En negativ retention $R < 0$ indebærer, at eksporten af næringsstoffer ud af kystvandet er større end belastningen fra land,

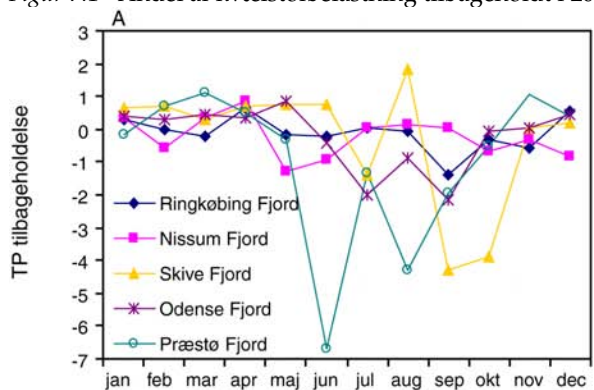
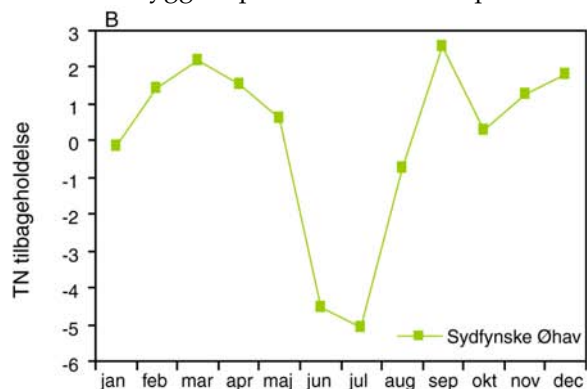
dvs. der findes yderligere næringsstofkilder inde i kystvandet, som fx nedbrydning af organisk materiale eller frigivelse fra sedimenter under iltsvind. Dette er sandsynligvis årsagen til de store eksporter fra nogle kystvande i visse måneder, men kan også delvis skyldes modelusikkerheder.

Set over lange tidsskalaer er tilbageholdelsen et udtryk for kystvandets rensningskapacitet. Den afhænger delvis af vandets opholdstid i kystvandet og delvis af graden af iltsvind. Jo større opholdstid, jo mere tid er der til at omsætte og bundfælde næringsstoffer i vandet, inden vandet eksporteres ud af kystvandet. Derimod frigives næringsstoffer fra bundsedimenterne ved lave iltkoncentrationer, og særligt fosforretentionen kan derfor variere meget.

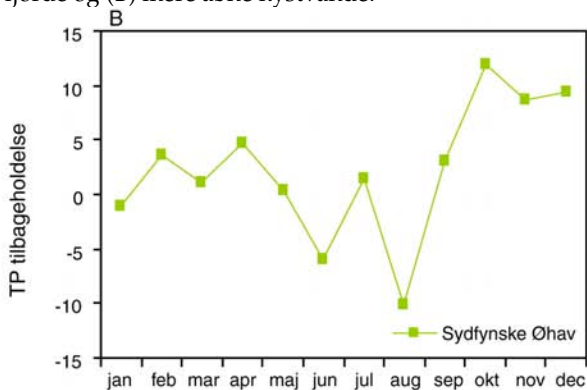
Det bør nævnes, at amterne bruger forskellige modeller og metoder til beregning af stoftransporter. Dette bidrager til usikkerheden i den præsenterede sammenligning mellem kystvande. Afsnittet behandler desuden kun udvalgte Niveau 2+ områder (som i alt består af 11 fjorde og kystvande), da modeller og rapportering af modelresultater er under udvikling. Det er derfor for tidligt at konkludere noget generelt om status og udvikling i transport og retention af næringsstoffer i danske kystvande. I de kommende år vil afsnittet udvides til at omfatte samtlige Niveau 2+ områder, og længere tidsserier af kvalitetssikrede modelresultater vil kunne bygges op under NOVANA-perioden.



Figur 7.1 Andel af kvælstofbelastning tilbageholdt i 2004 i (A) fjorde og (B) mere åbne kystvande.



Figur 7.2 Andel af fosforbelastning tilbageholdt i 2004 i (A) fjorde og (B) mere åbne kystvande.



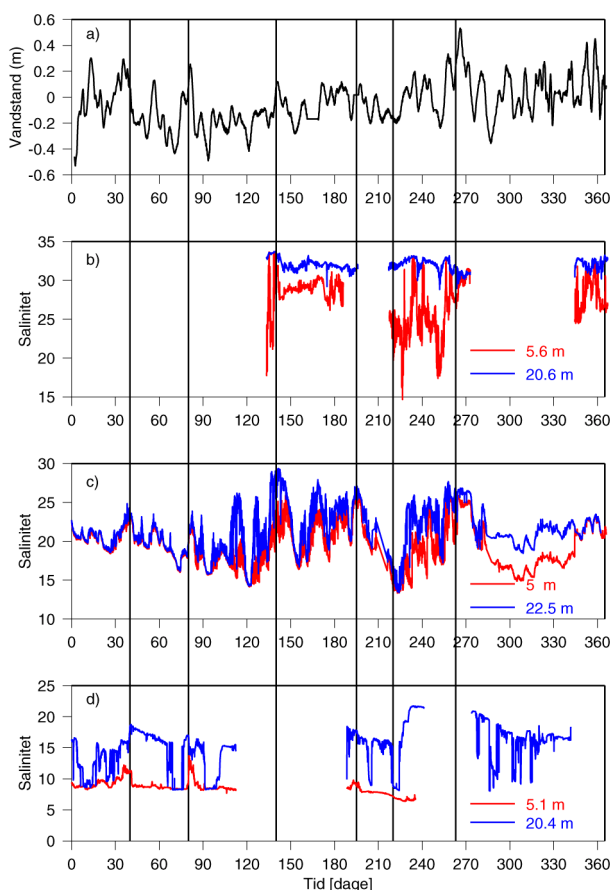
8 Stoftransport til og fra de indre farvande

Introduktion

Stoftransporterne af vand, salt, TN og TP igennem de indre danske farvande er præget af den lagdelte strømning, variabiliteten i ind- og udstrømninger fra Skagerrak og Østersøen samt af tilførsler og den biologiske omsætning af N og P i området. Til bestemmelsen af stoftransporterne indgår både målinger af S, TN og TP fra en række intensive stationer, der dækkes af amter og DMU, samt modelberegninger foretaget med NOVANA havmodellen, der drives af DHI - Institut for vand og miljø. Nedenfor er samlet et udsnit af de indsamlede data, der giver en beskrivelse af den årlige transport igennem udvalgte snit, samt en oversigt over variabiliteten af transporterne i årets løb.

De hydrografiske forhold

Gennemstrømningen igennem de indre danske farvande er i høj grad påvirket af vandstandsforholdene i Skagerrak og Østersøen. Vandstandsmå-

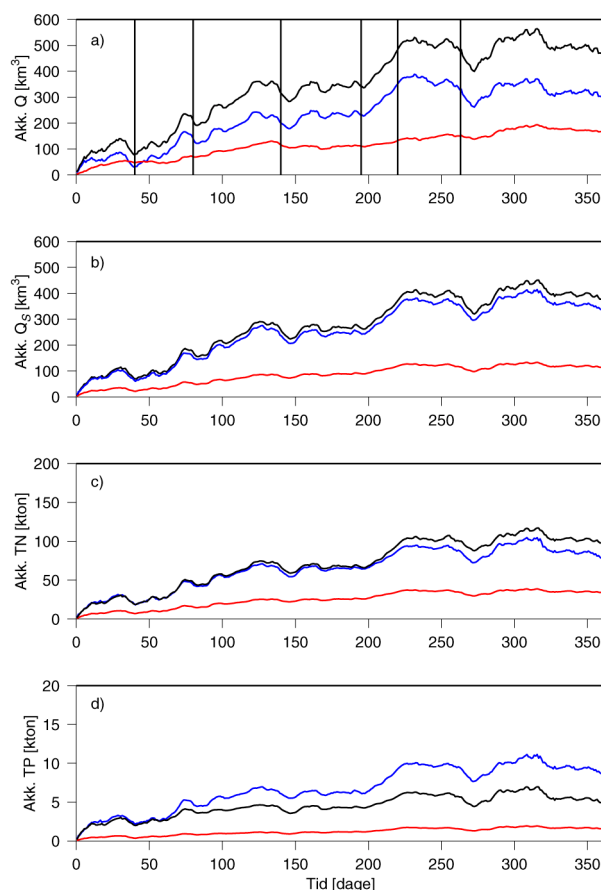


Figur 8.1 Oversigt over hydrografi i de danske farvande 2004. (a) Vandstandsmålinger ved Skagen er lowpass-filtreret med en løbende middelværdi med en periode på 48 timer. (b) Bøjemålinger ved Læsø Vest, (c) Lillebælt og (d) Hjelm Bugt af overflade- og bundsaliniteter. Lodrette linier er markeret ved dag 40, 80, 140, 195, 220 og 263. Bøjerne ved Læsø Vest og Hjelm Bugt har perioder med udfald af målinger, som derfor ikke er vist.

linger ved Skagen, hvor tidevandssignalet er filtreret bort, viser en stor variation, der i mange tilfælde også reflekteres i bøjemålinger af salinitet ved Læsø Vest, Lillebælt og Hjelm Bugt (figur 8.1). Perioder med stigende vandstand i Skagerrak pga. vindstuvning medfører generelt en øget salinitet, som det fx ses ved dag 40 og 140. De højeste saliniteter i Lillebælt måles omkring dag 140 (starten af maj) og de laveste omkring dag 220 (midten af august). I de sidste tre måneder af året observeres der en tydelig lagdeling i Lillebælt.

Beregninger af akkumulerede stoftransporter

De akkumulerede transporter er vist igennem snit ved Darss (Femer Bælt), Øresund N (Gilleleje - Kullen), Griben - Hasenøre (sydlige Kattegat) og et snit henover Kattegat ved Læsø (Vorsaa - Læsø - Kungsbacka) (figur 8.2). Transporter er beregnet for ferskvandstransporten (Q), salinitetstransporten (Q_s) samt TN- og TP-transporten. Det ses, at



Figur 8.2 (a) Modelberegninger af den akkumulerede vandtransport i et snit øst om Læsø (blå) og vest om Læsø (rød), samt den samlede transport over snittet (sort). Lodrette linier som i figur 8.1. (b) Den akkumulerede transport af salinitet henover Griben (sort), Darss (blå) og nordlige Øresund (rød). (c) Den akkumulerede transport af TN og (d) TP henover Griben (sort), Darss (blå) og nordlige Øresund (rød).

indstrømningsperioder, som også ses i figur 8.1, medfører en reduktion af transporterne igennem året. Den positive akkumulerede ferskvandstransport modsvarer udstrømningen fra Østersøen.

Beregninger af den lagdelte stoftransport

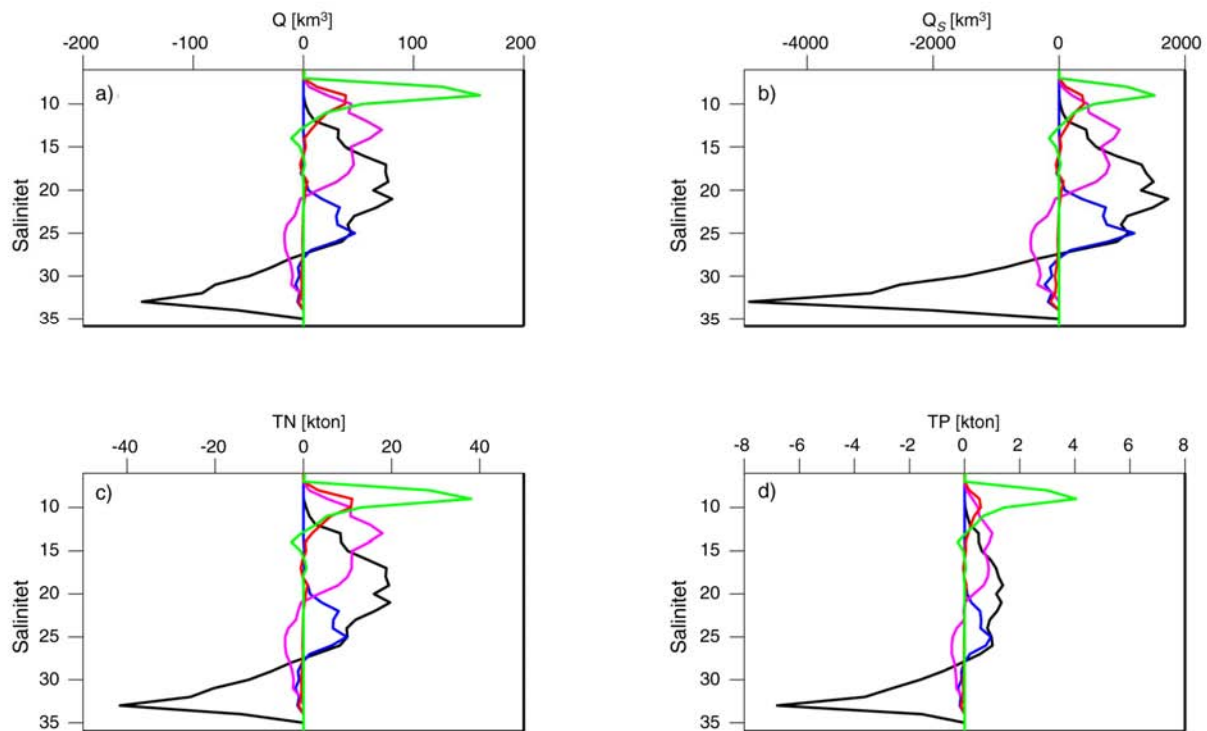
Den årlige akkumulerede transport fordeler sig ikke ligeligt i vandsøjlen. Dette kan ses ved at bestemme transporterne som funktion af saliniteten (figur 8.3). Her modsvarer lave saliniteter overfladevand og de høje saliniteter forholdsvis ublandet vand fra Skagerrak. Ved Darss-snittet ses en generel indstrømning til Bælthavet i overfladen, og tilsvarende er transporten fra Øresund også domineret af udstrømmende Østersøvand. Ved Gniben-snittet ses en lagdeling i transporterne svarende til indtrængende bundvand fra Kattegat og udstrømmende overfladevand fra Bælthavet. Lagdelingen er udtalt øst for Læsø, hvorimod området vest for Læsø er domineret af udstrømmende vand. Bestemmelserne af S, TN og TP følger overordnet lagdelingen som vist for Q.

Usikkerhed på stoftransportberegninger

Bestemmelsen af stoftransporterne igennem de danske farvande er foretaget på basis af målinger

af S, TN og TP på repræsentative stationer og modelberegninger af volumenfluxene igennem de enkelte snit. Beregningerne foretages ved at identificere vandmassen i modellen ud fra salinitet, og bruge de tilhørende beregninger af volumenflux og målinger af TN og TP. Usikkerheden på transporterne kan derfor tilskrives både modelberegningerne og selve målingerne, samt usikkerheden ved selve vandmasse identifikationen. Den vertikalt integrerede volumenflux (figur 8.2a) igennem snittene vurderes at have en usikkerhed på 20%, og de lagdelte volumentransporter (figur 8.3a) vurderes at have en usikkerhed på 30%. Usikkerheden på stoftransportberegningerne af TN og TP vurderes til at være på 50%. Disse usikkerhedsvurderinger er alene baseret på en kvalitativ vurdering af modelresultater og de observationerne, der ligger til grund for beregningerne.

Usikkerhederne taget i betragtning er der ingen signifikant forskel på de beregnede TN- og TP-transporter i 2004 i forhold til tilsvarende transporter beregnet under NOVA-programmet for årene 1998-2000.



Figur 8.3 Den årlige akkumulerede stoftransport vist som funktion af saliniteten henover snit ved Læsø øst (sort), Læsø vest (blå), Gniben (pink), Øresund N (rød) og Darss (grøn). Transporter er vist for hhv. (a) den totale transport (Q), (b) transporten af salinitet, (c) transporten af TN og (d) transporten af TP.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

NOVANA-programmet skal kunne dokumentere udviklingen i miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande. Særlig vigtigt er det at dokumentere effekterne af vandmiljøplanerne plus øvrige nationale og regionale handlings- og indsatsplaner. Det er derfor af afgørende betydning, at det 'signal', som menneskets adfærd afstedkommer, kan identificeres og tolkes så sikkert som muligt.

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

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

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

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

Der er lang vej til dette mål er helt opfyldt, men i årets rapport har vi i lighed med tidligere år forsøgt at fjerne klimaets effekt på en række variable og indikatorer. Overordnet er det gjort ved at konstruere en model for sammenhængen mellem klimatiske forhold og den pågældende indikator. Derved kan man for det enkelte år estimere en værdi svarende til et klimatisk gennemsnitsår. Ved at anvende disse klimakorrigerede værdier kan man undersøge ændringer over tid, som ikke er relateret til klimaet, men i højere grad til menneskelige aktiviteter.

Når man skal filtrere effekten af klimaet fra, sker det på baggrund af en række vurderinger af, hvordan og hvor meget klimaet påvirker den enkelte indikator. I dette afsnit har vi forsøgt at finde de

bedst mulige sammenhænge, men i nogle tilfælde har det ikke været muligt at finde en effekt af klimaet. Målet for de kommende år er at videreudvikle disse værktøjer, så vi opnår et antal indikatorer eller indeks, der er rensset for klimavariationer, og som beskriver centrale elementer i havets miljø- og naturtilstand.

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

I nogle tilfælde forklarer klimaet praktisk talt al variation fra år til år. For eksempel kunne 97% af variationen i sigtdybden i fjordene forklares ud fra afstrømning fra land samt temperatur for perioden 1993 til 2004. Det betyder ikke, at økosystemets biologiske struktur er uden betydning for sigtdybden, men snarere at den biologiske variation kommer til udtryk mellem lokaliteter og derfor forsvinder, når man beregner et indeks for alle lokaliteter. Det enkelte år kan dog afvige markant fra den generelle sammenhæng med klimatiske faktorer. Det var tilfældet for sigtdybde, klorofylkoncentration og algevækst i 2004. Her har andre forhold spillet ind, end dem der normalt bruges til klimakorrektioner, og som normalt dominerer styringen af det pelagiske system.

I fjordene er det meget svært at finde gode sammenhænge med klimaet, når observationer fra alle årene inddrages. Det skyldes, at tilførslerne af fosfor blev nedbragt betydeligt i begyndelsen af 1990'erne. Det medførte en række ændringer i økosystemet, som samtidig giver andre sammenhænge med klimavariationerne. Klimakorrektionen for nogle indikatorer er derfor udviklet for en periode fra starten af 1990'erne og frem til år 2004, og korrektionen er derefter anvendt på hele perioden. Hermed overvurderer man måske det skift, man ser omkring den årrække, man har anvendt til klimakorrektionen, men det vil stadig være muligt at sammenligne perioder.

Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for indeksering og klimakorrektion.

9 Næringsstofkoncentrationer

Næringssaltkoncentrationer er tilstandsvariable for vandkvaliteten i de marine områder, idet høje niveauer generelt medfører øget primærproduktion med de deraf afledte effekter. Årsmidler af næringssaltkoncentrationer i fjorde og kystnære områder samt i de åbne havområder blev beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Stationer er opdelt på de to kategorier i henhold til prøvetagningsbeskrivelsen fra NOVA-programmet. Relationen mellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen blev undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (*Bilag 1*). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls τ -test.

Året der gik

Da både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, ville niveauerne for 2004 forventelig være lavere end langtidsmidlerne (1989-2003). Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet for fjorde, kystnære og åbne farvande var også generelt lave i 2004 sammenlignet med de tidligere år, men dog højere end i 2003, hvor afstrømningen var lav. Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder faldt endnu et trin i forhold til de tidligere år, så DIP-niveauet var næsten på niveau med overfladelaget i de åbne farvande. Dette forhold skyldes formentlig, at iltsvindet i 2004 ikke ramte fjordene i så stor udstrækning som tidligere på grund af mere vind i sommerperioden, hvorimod de indre åbne farvande var påvirket af et kortvarigt og intenst iltsvind i august-september. Dette bevirkede, at DIP-niveauet i efterårs månederne i 2004 lå generelt højere end langtidsmiddelniveauet for de åbne farvande, hvorimod DIP-niveauet i fjorde og kystnære områder var lavere end langtidsmiddelniveauet i alle måneder af året. DSi-koncentrationerne i 2004 var lavere end langtidsmidlerne i fjorde og kystnære områder, hvorimod DSi-niveauet var højt i august måned i de åbne farvande. Året 2004 var derfor karakteriseret ved relativt lave næringsstofkoncentrationer i forhold til tidligere år i alle måneder med undtagelse af de uorganiske næringssalte i overfladevandet for de åbne havområder, som var lidt højere end de tidligere års niveau i sensommer månederne og efteråret.

DIN-koncentrationerne under springlaget målt på DMU's og SMHI's togter i februar og marts var ikke usædvanlige med værdier omkring 100-150 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvilket indikerer, at der ikke har været større mængder af indtrængende bundvand via Den jyske Kyststrøm.

Udvikling i fjorde og andre kystnære områder

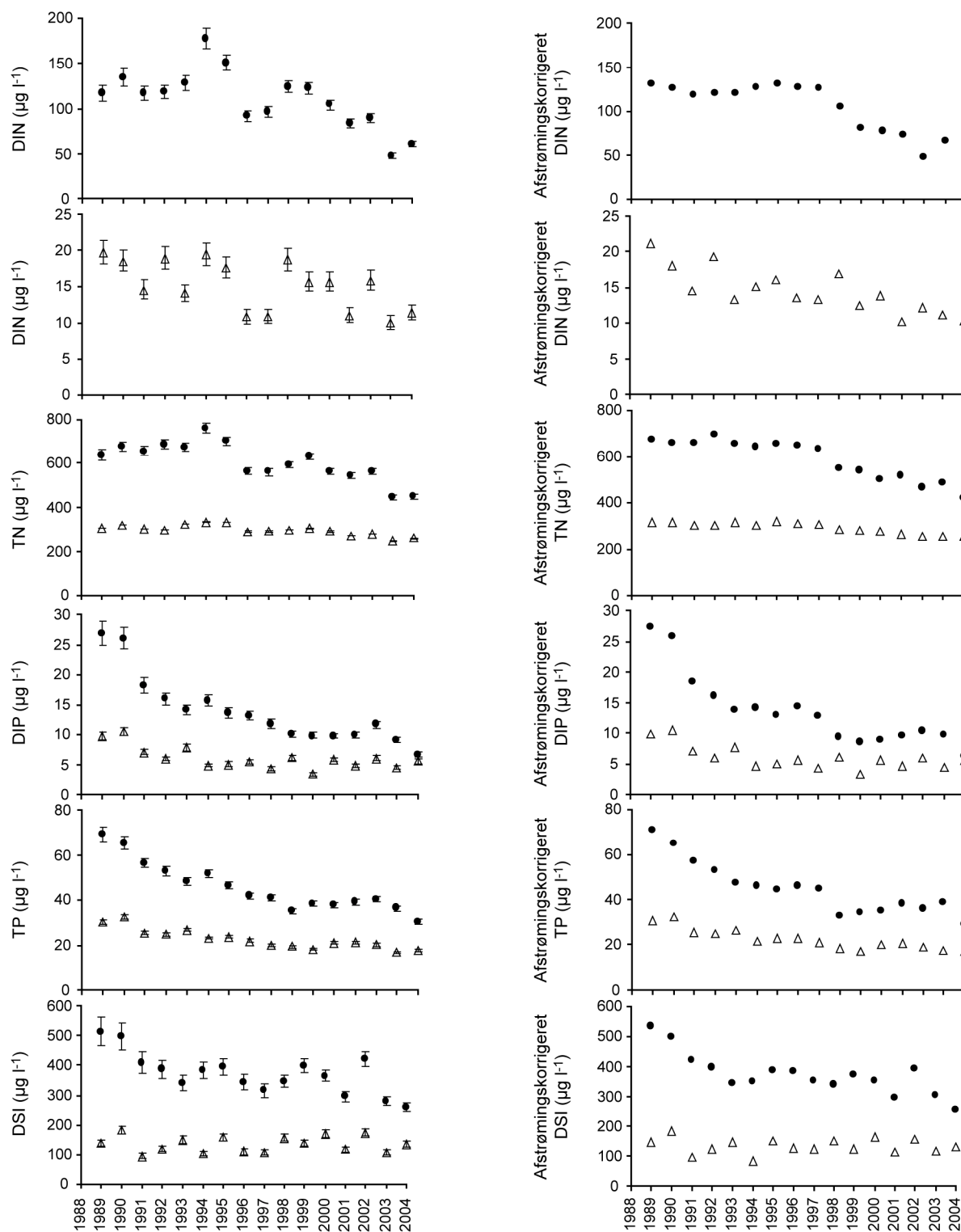
Afstrømningen i 2004 var kun lidt over gennemsnittet for de tidligere år (1989-2003). Årsmidlerne for DIN og TN var i 2004 de næstlaveste siden starten af vandmiljøplanens overvågningsprogram, kun det relativt tørre 2003 havde lavere værdier. DIN- og TN-niveauerne i 2004 var henholdsvis 54% og 73% af midlerne over perioden 1989-2003 (*figur 9.1*). Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, fortsætter de faldende tendenser for kvælstof med de hidtil laveste værdier i 2004. I 2004 var de afstrømningskorrigerede DIN- og TN-årsmidler henholdsvis 37% og 63% af niveauet fra 1989-1997, før de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer begyndte at aftage. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ og 40 $\mu\text{g P l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne, men i 2004 var DIP- og TP-niveauerne de hidtil laveste – ca. 25% lavere end de foregående år. Fosforniveauerne i 2004 bryder med den svage stigning observeret i de afstrømningskorrigerede fosforniveauer i de seneste 5-6 år. De lave fosforkoncentrationer i 2004 kan skyldes et mindre udbredt iltsvind i 2004 og dermed mindre frigørelse af fosfat fra sedimentet. DSi-niveauerne har været stabile omkring 300-400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, men både 2003 og 2004 havde meget lave koncentrationer. De afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer har ligeledes været stabile over de seneste 10-12 år med undtagelse af 2004, hvor den afstrømningskorrigerede DSi-middel kun var 253 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Tendensen med faldende DIP-koncentrationer i starten af 90'erne efterfulgt af stabilisering og faldende DIN-koncentrationer i de seneste 7-8 år viser sig tydeligt i forholdet mellem de to koncentrationer, som toppede i 1999 (*figur 9.2*). Forholdet mellem DIN og DIP var i 2004 lidt højere end i 2001, som havde en tilsvarende afstrømning, hvilket skyldes de lave DIP-niveauer i 2004. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden 1998, selvom der var knap så meget kvælstofbegrænsning som i 2003 (*figur 9.3*), og fosfor siden 1989, således at begge næringsstoffer nu er potentielt begrænsende i mere end 50% af den produktive periode fra marts til september, beregnet som middelværdi over alle fjord- og kystnære stationer i NOVANA-programmet. De ukorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste alle signifikante fald, mest signifikant for fosfor middelniveauerne. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$) med undtagelse af DSi ($P = 0,080$), og den potentielle N- og P-begrænsning var signifikant stigende over perioden 1989-2004.

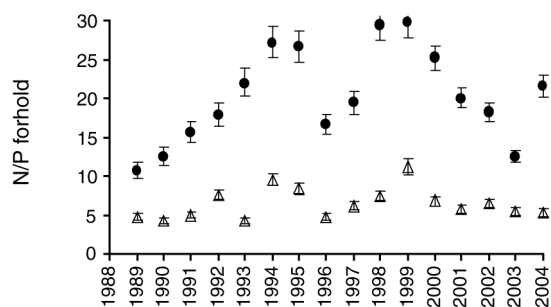
Udvikling i åbne havområder

Årsmidlerne for DIN og TN i 2004 var på niveau med 2001, som havde en tilsvarende afstrømning, og var 74% og 87% af middelniveauet over perioden 1989-2003 (figur 9.1). TN-niveauet var det hidtil laveste, når der korrigeres for afstrømning,

hvorimod det korrigerede DIN-niveau var lidt højere end i 2001. De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set igennem hele perioden, hvilket for DIN og TN har resulteret i en forventet koncentration på omkring henholdsvis $10 \mu\text{g N l}^{-1}$ og $250 \mu\text{g N l}^{-1}$ for et år med

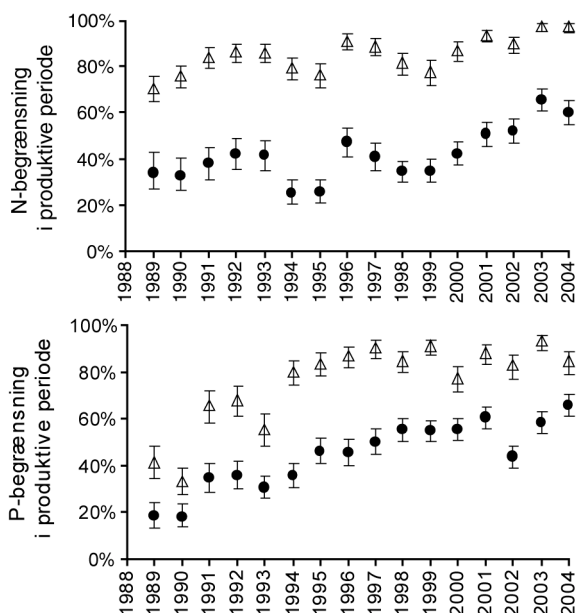


Figur 9.1 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi (figurer i venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middeltkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne havområder og med forskellige akser.



Figur 9.2 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor i overfladevandet (0-10 m) beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter logtransformation. Middelværdi og dets 95% konfidensgrænser for dette forhold er angivet med trekanter for åbne havområder og cirkler for fjorde og kystnære områder.

middel afstrømning. Niveauerne har stabiliseret sig på omkring $5 \mu\text{g P l}^{-1}$ og $20 \mu\text{g P l}^{-1}$ for henholdsvis DIP og TP efter markante fald i starten af 1990'erne. DSi-niveauet har i hele perioden ligget stabilt mellem $100\text{-}150 \mu\text{g l}^{-1}$, og 2004 var ikke usædvanligt. Udviklingen i forholdet mellem DIN og DIP var langt mindre systematisk sammenlignet med fjorde og kystnære områder med høje værdier i de fleste af de afstrømningsrige år, og



Figur 9.3 Potentiell begrænsning af kvælstof og fosfor udregnet som sandsynligheden for, at målinger i den produktive periode fra marts til og med september lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN og $6.2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP) i overfladevandet (0-10 m). Fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter.

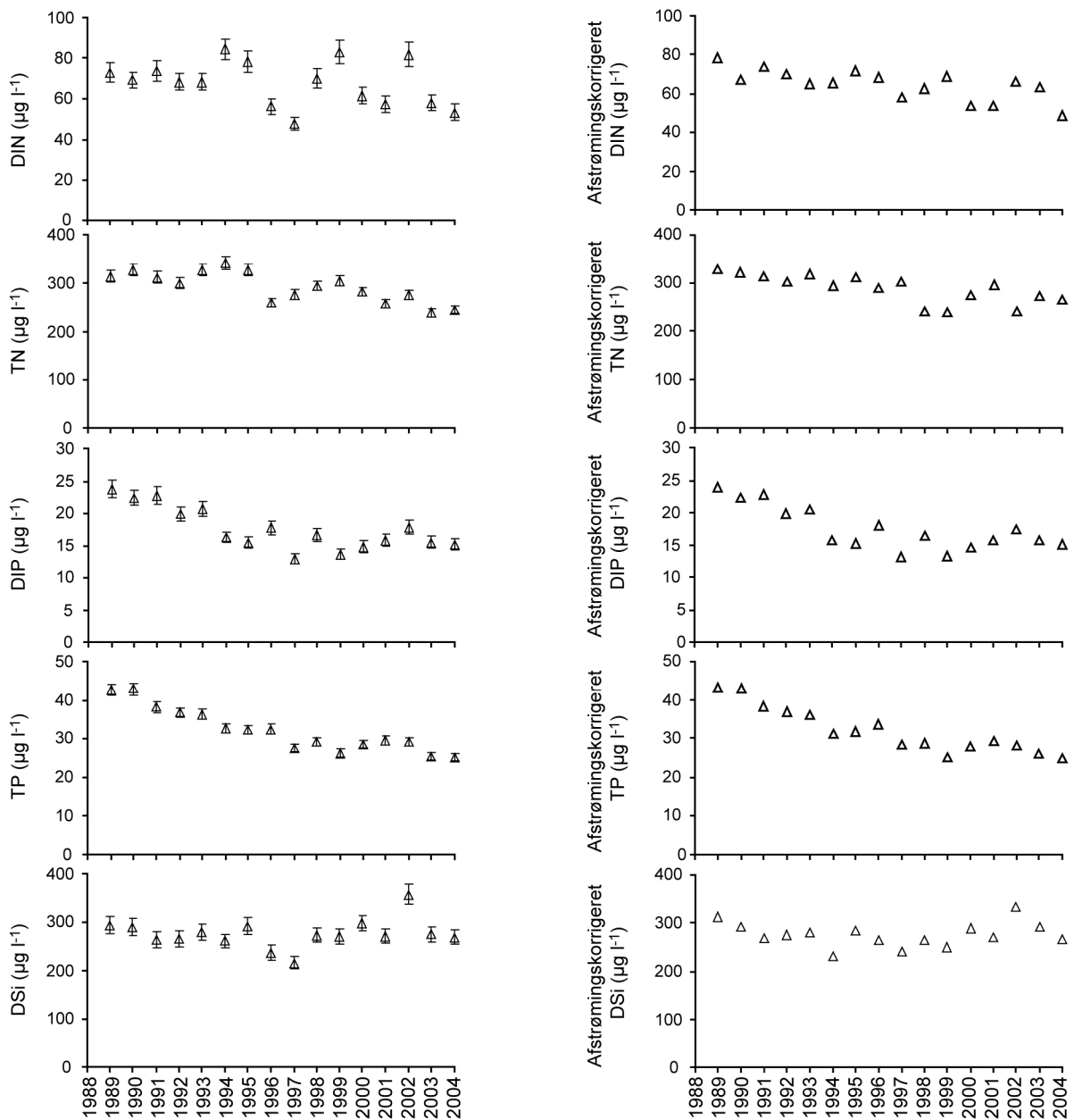
2004 lå på niveau med de foregående år (figur 9.2). De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel nærings-saltbegrænsning. Væksten af planteplankton er i de senere år potentielt begrænset i $> 80\%$ af den produktive periode for både N og P, beregnet som middel over alle NOVANA-stationer i de indre åbne havområder (figur 9.3). Signifikant faldende niveauer er observeret for kvælstof- og fosforkoncentrationerne, både de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede, hvorimod DSi ikke udviser nogen tendens. Ligeledes er den stigende potentielle begrænsning af algevæksten signifikant for både N og P.

Udvikling i bundvand i de indre farvande

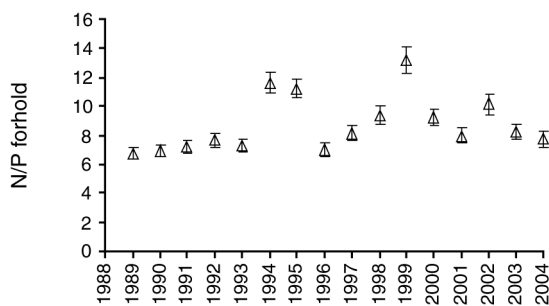
TP-koncentrationerne nåede i 2004 de hidtil laveste værdier og TN-koncentrationerne de næstlaveste (figur 9.4). DIN- og DIP-koncentrationerne var lavere end i 2003 men stadig på niveau med de sidste 7-10 år, hvilket formentlig skyldes det moderate iltsvind med frigivelse af uorganiske nærings-salte fra sedimentet i sensommeren og efteråret. Efter de to år med udbredt iltsvind i 2002 og 2003 fortsætter de afstrømningskorrigerede DIN-niveauer med at falde, hvilket i 2004 resulterede i det hidtil laveste niveau. Denne tendens var dog knap så markant for TN, som i 2004 var på niveau med perioden 1998-2003. DIP har været faldende i perioden 1989-1997, hvorefter niveauet har stabiliseret sig omkring $15 \mu\text{g l}^{-1}$. DIP-koncentrationer er nu sandsynligvis mere styret af iltforholdene end belastningerne fra land. TP-koncentrationen er faldet ca. 50% fra 1989 til 1997, hvor niveauet har stabiliseret sig omkring $25\text{-}30 \mu\text{g P l}^{-1}$ med de laveste værdier i de seneste to år. Der har ikke været nogen generel tendens for DSi, og niveauet i 2004 var normalt. Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende i perioden 1989-2002 (figur 9.5), hvorimod der har været et svagt fald i de sidste par år. Koncentrationerne af DIP, TN og TP er faldet signifikant gennem perioden, hvorimod de afstrømningskorrigerede nærings-salte alle var signifikant faldende ($P < 0,01$) med undtagelse af DSi.

Sammenfatning

- Næringsstofkoncentrationerne i 2004 var lave på trods af en relativ normal afstrømning fra land.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser fortsat klare faldende tendenser, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen.
- Disse resultater tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.



Figur 9.4 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser.



Figur 9.5 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor for bundvandet (≥ 15 m) i de indre danske farvande beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter log-transformation.

10 Plankton

Fytoplankton kulstofbiomasse

Fytoplankton, er det første led i den pelagiske fødekæde og er kendetegnet ved en meget kort generationsperiode. Derfor reagerer fytoplankton meget hurtigt på forhold, der påvirker deres vækst, fx ændrede tilførsler af næringsstoffer. Nogle arter af fytoplankton producerer giftstoffer, der kan akkumuleres i skaldyr og derigennem potentielt kan forgifte mennesker, der spiser fx muslinger. En anden gruppe giftstoffer har en direkte effekt på andre organismer i det akvatiske miljø.

Kiselalger og dinoflagellater er de dominerende algegrupper i de fleste danske fjorde og de væsentligste algegrupper i de åbne havområder. Forholdet mellem kiselalger og flagellater, inklusiv dinoflagellater, kan ændres i forbindelse med ændringer i forholdet mellem og mængden af de vigtigste næringsstoffer (N, P og Si). En ændring i sammensætningen af fytoplankton forventes at have betydning for omsætningen af det organiske materiale i både vandsøjlen og bunden. Udsynkning af kiselalger fra overfladevandet forsyner bundlevende dyr med betydelige mængder af organisk materiale.

År 2004

Fytoplankton i de danske farvande adskilte sig i 2004 kun på få punkter fra det normale. I maj blev der i Århus Bugt, Skive Fjord og på den jyske vest-

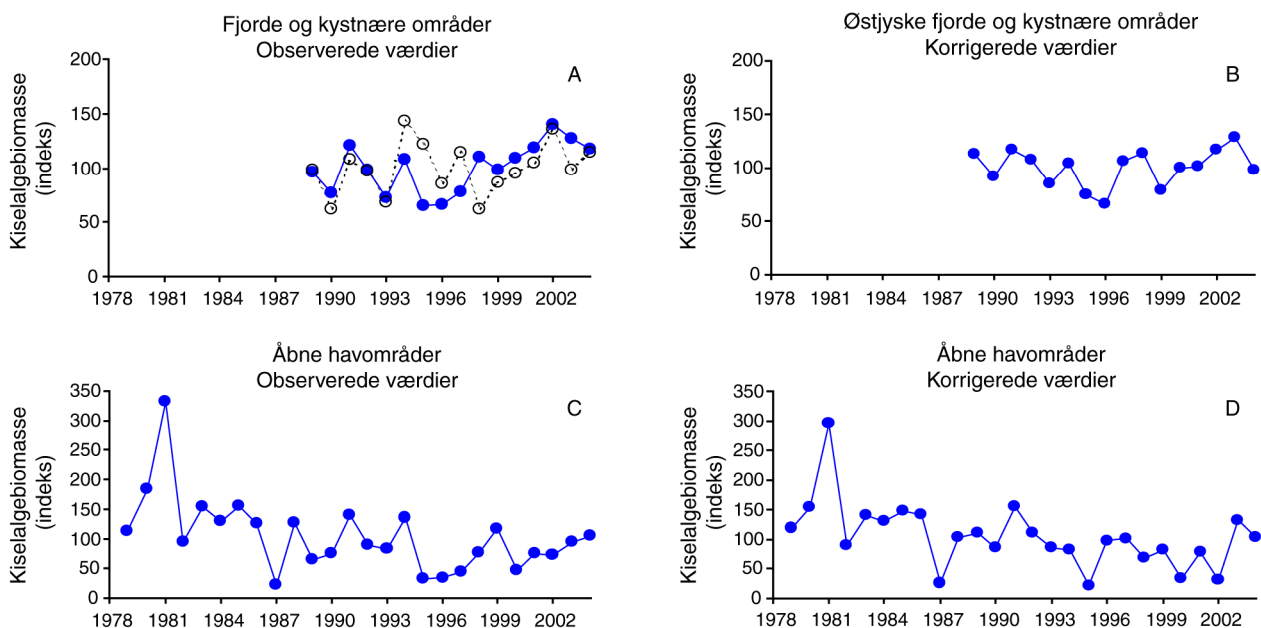
kyst ved Hjerting fundet høje koncentrationer af raphidophyceen *Chattonella* sp., der for første gang blev set i masseforekomst i Danmark i 1998. I modsætning til i 1998 blev der ikke registreret fiskedød i forbindelse med opblomstringen i 2004.

I Lillebælt begyndte i april en opblomstring af silicoflagellaten *Dictyocha speculum* i springlaget. I maj-juni spredte opblomstringen sig til hele den fotiske zone og resulterede i fytoplanktonbiomasser og klorofylkoncentrationer langt over det normale på den tid af året. I maj blev opblomstringen også registreret i Vejle og Horsens Fjorde. Der er ikke set en tilsvarende opblomstring af *D. speculum* siden den første gang optrådte i det samme område i 1983. Og som i 1983 var der fiskedød i havbrug i forbindelse med opblomstringen. Det kunne dog ikke påvises, at fiskedøden var relateret til *D. speculum*.

I Lillebælt blev der flere gange fundet så høje koncentrationer af kiselalgeslægten *Pseudo-nitzschia*, at der blev indført skærpet overvågning i områder med muslingefiskeri.

Udvikling

Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i Bilag 1. Indeks for kulstofbiomassen af fytoplankton er beregnet ud fra årsbiomasser. Indeksverdierne blev



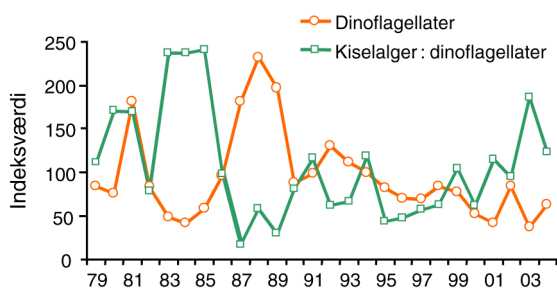
Figur 10.1 Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i de indre farvande (C og D). For fjorde og kystnære områder er der i A vist indeks for alle fjorde samlet (åbne symboler) samt for østjyske fjorde og kystnære områder (lukkede symboler). Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se Bilag 1). Figurene A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurene B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

korrigeret for klimatiske variationer ved multipel regressionsanalyse med inddragelse af afstrømning, vind og indstråling som klimatiske parametre.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald (*figur 10.1*). I de østjyske fjorde og kystnære områder hang kiselalgebiomassen i perioden 1989-2004 signifikant ($P < 0,05$) sammen med afstrømningen (positiv sammenhæng) og vind (gennemsnitlige vindhastighed³, negativ sammenhæng). En tilsvarende sammenhæng kunne ikke etableres for alle fjorde samlet. En af årsagerne til dette kan være, at nogle stationer, fx i Limfjorden, i enkelte år kan have iltsvind med kraftig frigivelse af næringsstoffer fra bunden, og at lagdeling ikke indgik i klimakorrektionerne. Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning og vind) viste kiselalgeindekset stadig år til år variationer uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989.

I de åbne havområder faldt biomassen af kiselalger fra 1979 til 2004 (*figur 10.1C*). Mest markant var faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Ved korrektion for klimatiske variationer (afstrømning) blev tendensen til faldende biomasser forstærket (*figur 10.1D*). Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,01$ for begge indeks). For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.

Udviklingen i dinoflagellater samt forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater blev analyseret på tilsvarende måde. I de åbne havområder er biomassen af dinoflagellater faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne. Faldet har været mere markant end faldet i biomassen af kiselalger, hvilket har resulteret i en signifikant ($P < 0,01$) stigning i forholdet mellem kiselalge- og dinoflagellatbiomassen (*figur 10.2*). Tilsvarende mønstre er ikke fundet i fjordene, hvor biomassen af dinoflagellater og forholdet mellem kiselalger og dinoflagella-



Figur 10.2 Udviklingen i den årlige gennemsnitsbiomasse af dinoflagellater og forholdet mellem biomassen af kiselalger og dinoflagellater i de åbne havområder.

ter har varieret uden overordnet stigende eller faldende tendens. Der blev ikke fundet signifikante sammenhænge mellem de klimatiske parametre og hhv. biomassen af dinoflagellater og forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater.

Sigtdybde, klorofyl og primærproduktion

Miljøtilstanden i de åbne vandmasser er i lighed med tidligere år beskrevet ved tre parametre: vandets klarhed (sigtdybde), mængden af alger i vandet (klorofylkoncentrationen) og algevæksten (primærproduktionen). Alle tre parametre har indgået i overvågningen siden omkring 1980, og der foreligger derfor lange tidsserier for udviklingen. For de tre parametre er der beregnet et indeks for hvert år. Indekset er baseret på den gennemsnitlige værdi måned for måned i procent af langtidsmiddelværdien for den måned (for beregning, se *Bilag 1*). Årlige indeks for sigtdybde og klorofylkoncentration er beregnet som middelværdien af de månedlige indeks for perioden marts til og med oktober, mens det for primærproduktionen er den årlige værdi.

Hver parameter er beskrevet både med de observerede indeks, og indeks som er korrigeret for klimaet de enkelte år. Klimakorrektionen er foretaget ved en multiple lineær regressionsanalyse af sammenhængen mellem klima og de observerede indeks. Klimaet er beskrevet som lufttemperatur, vindhastighed i 3. potens, indstråling, ferskvandsafstrømning og NAO-indekset. I de foregående år anvendtes også indeks for vandudveksling mellem Østersøen, Skagerrak og de indre farvande, men disse data har ikke været til rådighed i år ved rapportens udarbejdelse og indgår derfor ikke som forklaringsvariable i klimakorrektionerne. Alle modeller for klimakorrektion er genberegnet så effekter af NAO-indeks indarbejdes, og korrektioner, som tidligere var baseret på data for vandudveksling, udelades. En eventuel tidsmæssig udvikling er også testet ved at bruge årstal som forklaringsvariabel. Alle forklaringsvariable er testet i modellen, og de, som har en signifikant effekt, er med i den endelige model. På baggrund af klimakorrektionen er der beregnet et indeks for hvert år, som er forskellen mellem den forventede tilstand ud fra modellen, minus en eventuel effekt af årstal (se *Bilag 1, tabel 1*), og den observerede værdi. Metoden er beskrevet i detaljer i *Bilag 1*. Beskrivelsen af miljøtilstanden er delt op på fjorde, Bælthavet og Kattegat.

Fjorde

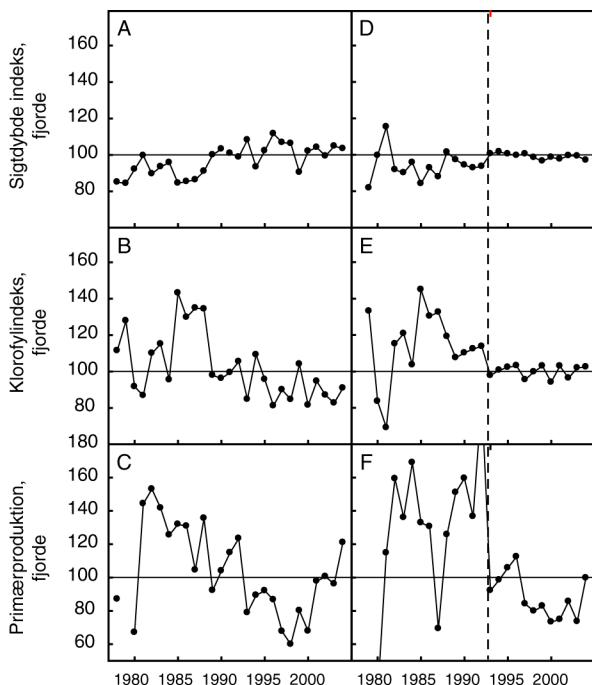
Indekset for sigtdybden i fjordene var 103 i 2004, dvs. at sigtdybden var 3% højere end langtidsmiddelværdien. Det er lidt lavere end i 2003 og den laveste værdi som er målt siden 1994, men på niveau med målingerne siden 1990 (*figur 10.3A*). Sigtdybden er stadig signifikant bedre end i

80'erne. Klimakorrektionen er i lighed med tidligere år foretaget på data fra 1993 og frem. 1993 er valgt som skæringsår fordi den markante reduktion i fosfortilførslerne var tilendebragt det år. Modellen for klimakorrektion viser en negativ effekt af ferskvandsafstrømning og en positiv af temperaturen året før. Begge effekter svarer til det, som blev fundet de foregående år. Som noget nyt udviser de klimakorrigerede værdier også en negativ trend over årene (figur 10.3D). Udviklingen er på 0,3% pr. år og signifikant ($p = 0,045$). Det må tages med et vist forbehold, idet der er co-variation med både afstrømning og temperatur, men resultatet er en indikation på en generel negativ udvikling i sigt-dybden i fjorde.

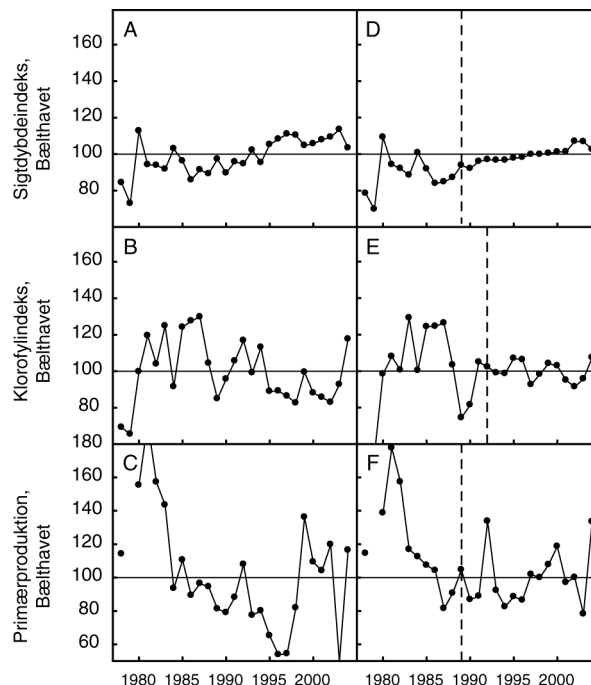
Klorofylkoncentrationen var 8% højere i 2004 sammenlignet med 2003, men stadig væsentligt under niveauet fra slutningen af 80'erne og de første år af 90'erne (figur 10.3B). Det klimakorrigerede indeks for klorofyl var næsten det samme som de foregående 11 år (figur 10.3E). Der er således ingen udvikling i klorofylkoncentrationen i perioden efter 1993, men et markant fald sammenlignet med 80'erne. Omkring 87% af år til år variationen i klorofylkoncentrationen kan forklares med afstrømningen fra november året før til oktober

samt temperaturen den foregående sommer. Modellen for klimakorrektion af klorofylkoncentrationen er således analog til den for sigtddybde, blot med modsat fortegn og en mindre justering af perioderne.

Primærproduktion var høj i 2004. Indeks var 121, hvilket var 25% højere end i 2003, og det højeste som er målt siden 1992. Siden 1998 har der været en nogenlunde jævn stigning i de observerede indeks for primærproduktion (figur 10.3C). Modellen for klimakorrektion viser, at primærproduktionen som forventet er direkte positivt koblet til afstrømning, som påvirker mængden af næringsstoffer, som tilføres fra land, og indstrålingen, dvs. faktorer som fysiologisk styrer primærproduktionen. NAO-indekset har en negativt effekt i forårsperioden. Det skal bemærkes, at de tre forklaringsvariable i nogen grad co-varierer. Det bevirker, at koefficienterne i modellen er usikkert bestemt, men påvirker ikke selve strukturen af modellen. Det klimakorrigerede indeks er markant højere end i 2003 og viser, at primærproduktionen i 2004 var høj sammenlignet med de sidste 11 år – også efter at klimaets effekt er regnet ind (figur 10.3F). Niveauet er dog stadig markant lavere end i perioden frem til 1992.



Figur 10.3 Udvikling i sigtddybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i fjorde. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober inklusive (sigtddybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Bilag 1, tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1993 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

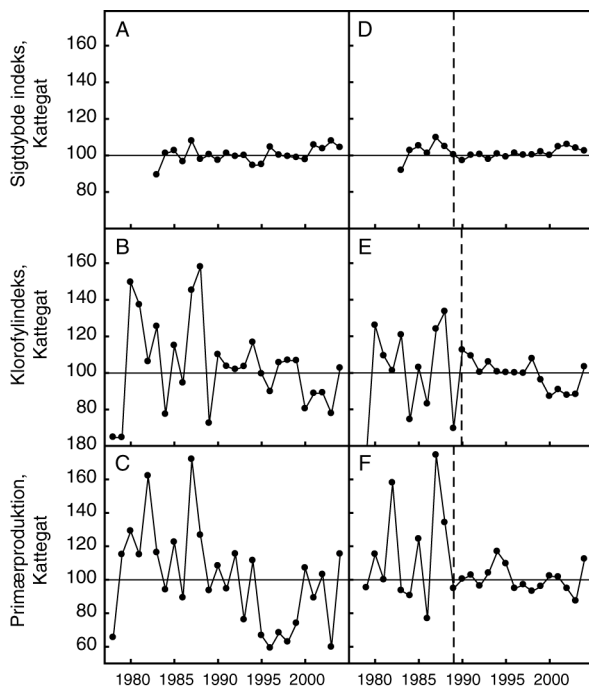


Figur 10.4 Udvikling i sigtddybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i Bælthavet. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtddybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Bilag 1, tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1989 eller 1992 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Samlet set var fjordenes tilstand dårligere end i 2003, med mere uklart vand, mere klorofyl og en høj algevækst. Situationen er stadig markant bedre end før 1993, men der er ikke nogen positiv udvikling over de senere år. Tværtimod er der indikationer på en forværring i form af en negativ trend i sigtddybden og en høj primærproduktion i 2004.

Bælthavet

Vandet i Bælthavet var væsentligt mere uklart end i de foregående år. Indeks for sigtddybden var 103, hvilket er det laveste, som er målt siden 1994, og 2004 bryder den opadgående tendens for de sidste 5 år (figur 10.4A). Klimakorrektions af sigtddybden viser, at sigtddybden er steget jævnt fra 1986 til 2003 med 1,6% om året, men også at den lave sigtddybde i 2004 bryder med denne positive tendens. Medtages 2004 reduceres stigningen til 0,8% pr. år (figur 10.4D, tabel 1 i Bilag 1). Den lave sigtddybde målt i 2004 kan således ikke forklares med klimatiske forhold. Klimakorrektions viser, at sigtddybden påvirkes negativt af afstrømningen i vintermånederne og af NAO-indekset i sommerperioden. Det sidste hænger antagelig sammen med, at et højt NAO-indeks giver en højere aktivitet af lavtryk med mere vind og nedbør til følge.



Figur 10.5 Udvikling i sigtddybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i Kattegat. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtddybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Bilag 1, tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1989 eller 1990 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Klorofylkoncentrationen viser parallelt til sigtddybden en usædvanlig høj værdi i 2004. Indeks er 118, hvilket er den højeste, som er målt siden 1987. Kun i 1992 og 1994 var der næste lige så høje værdier (figur 10.4B). Det klimakorrigerede indeks viser samme mønster, dvs. at klorofylkoncentrationerne var usædvanligt høje, også når man tager klima i betragtning, og der er ikke mere et signifikant fald i klorofylkoncentrationen, når 2004 inkluderes i tidsserien (figur 10.4E). Klimakorrektions viser positiv effekt af NAO i sommerperioden, parallelt til effekten på sigtddybde men med modsat fortegn, og en negativ effekt af høj temperatur året før. Det sidste svarer til den effekt, som ses for fjorde (tabel 1 i Bilag 1). Det er bemærkelsesværdigt, at afstrømningen ikke har en signifikant effekt på klorofylkoncentrationen.

Det observerede indeks for primærproduktionen i 2004 var på niveau med 1999-2002, men væsentligt højere end den meget lave værdi i 2003 (figur 10.4D). Det klimakorrigerede indeks var, sammen med værdien i 1992, det højeste, som er beregnet siden de første år af 1980'erne, og således helt usædvanligt højt (figur 10.4F).

Det generelle billede for Bælthavet er således en markant forringelse af forholdene sammenlignet med tidligere år. Den positive udvikling, som har fundet sted siden begyndelsen er 1990'erne, er brudt, og situationen i 2004 var dårlig, også selvom man korrigerer for klimaet. Den relativt høje klorofylkoncentration og dårligere sigt i vandet, skyldes en usædvanlig opblomstring af *Dictyocha speculum*, som nævnt tidligere i dette afsnit og i kapitel 20.

Kattegat

Sigtddybden i Kattegat var lidt lavere end i 2003, men stadig relativt god sammenlignet med hele tidsserien tilbage til midt i 1980'erne (figur 10.5A). Det klimakorrigerede indeks viser en svag men relativt jævn stigning fra 1989 på 0,36% pr. år (figur 10.5D, tabel 1 i Bilag 1). Udviklingen brydes af en svag negativ udvikling i 2003 og 2004, men er stadig signifikant. Udelades 2004 var stigningen på 0,6% pr. år.

Klorofylkoncentrationen var omkring 20% højere end i de foregående år, og på niveau med værdien for 1989 til 1999 (figur 10.5B). Det klimakorrigerede indeks udviser en signifikant negativ udvikling med et fald på -1,27% pr. år. 2004 er meget afvigende fra denne udvikling, idet indekset springer fra 88 i 2003 til 103 i 2004 (figur 10.5E). Udelades 2004 var faldet på 2,1% pr. år.

Primærproduktionen var høj i 2004 og på niveau med værdierne fra begyndelsen af 1990'erne. Det klimakorrigerede indeks er sammenligneligt med nogle værdier i 80'erne og 1994-95 (figur 10.5C og F).

Situationen i 2004 i Kattegat er således parallel til situationen i Bælthavet og i fjordene med sigtdybder, som er lavere end de foregående år, og usædvanligt høje værdier for klorofylkoncentration og primærproduktion.

Zooplankton

Analyser af mikro- og mesozooplankton viser ingen ændringer i forhold til sidste års rapportering. Der kan med de eksisterende tidsserier ikke påvises en overordnet udvikling i zooplanktonsamfundene, undtagen i Ringkøbing Fjord, hvor der skete et markant skift ved ændringen af slusedriften og indvandring af sandmuslinger i 1996-97. Der er derfor i nærværende rapport ikke medtaget en præsentation af zooplanktondata.

DMU er i gang med et forskningsprojekt, hvor der er analyseret en meget lang tidsserie (fra 1929 og frem) af zooplanktonprøver fra Zoologisk Museum, KU, oprindeligt indsamlet fra fyrskipet ved Anholt. Resultaterne af dette projekt vil blive præsenteret i næste års rapport.

Sammenfatning

- Miljøtilstanden i de frie vandmasser målt som sigtdybde, klorofylkoncentration og algevækst var i 2004 markant dårligere sammenlignet med de foregående 5 år, både i fjorde, Bælthavet og Kattegat.
- I fjordene er der nu en signifikant negativ udvikling i sigtdybden efter 1993, men sigtdybden

er dog stadig større og klorofylkoncentrationen mindre end i 1980'erne.

- I Bælthavet er der stadig en signifikant positiv, men nu langsommere, udvikling i sigtdybden, mens der ikke mere kan påvises en positiv udvikling i klorofylkoncentrationen. Begge dele skyldes, at værdierne for 2004 var markant dårligere end de foregående år.
- I Kattegat er der stadig en signifikant positiv, men nu langsommere, udvikling i sigtdybde og klorofylkoncentration siden 1989 pga. ringere forhold i 2004.
- I området omkring Lillebælt var der i 2004 en meget langvarig (april-juni) opblomstring af silicoflagellaten *Dictyocha speculum* med biomasser og klorofylkoncentrationer langt over det normale for årstiden.
- I de åbne indre farvande er biomassen af kiselalger faldet signifikant frem til 1986, mens biomassen af dinoflagellater er faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne. Dette har medført en signifikant stigning i forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater siden slutningen af 1980'erne.
- I fjorde og kystvande kan der ikke påvises en udvikling i biomassen af kiselalger, dinoflagellater eller forholdet mellem disse i perioden efter 1989.
- Der kan med de tilgængelige tidsserier ikke påvises en overordnet udvikling i sammensætning og biomasse af mikro- og mesozooplankton i farvandene, undtagen i Ringkøbing Fjord.

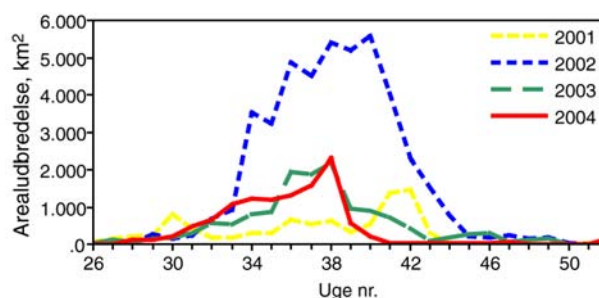
11 Iltforhold

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

Året der gik

I 2004 var iltsvindet i de danske farvande mindre udbredt og varede kortere tid end i de to foregående år. Dette på trods af at der fra juli til september udviklede sig et uventet tidligt, udbredt og intensivt iltsvind i Bælthavet. Årsagen til dette var sandsynligvis en kombination af en usædvanlig stor opblomstring af planktonalger (*Dictyocha speculum*) i maj-juni, manglende vind til at blande og udskifte bundvandet, samt eftervirkninger af det ekstreme iltsvind i 2002 og iltsvindet i 2003. Fra midten af september forbedrede perioder med kraftig blæst iltforholdene, og i midten af november var der kun iltsvind i ganske få mindre områder ved Århus Bugt og i det sydlige Lillebæltsområde.

Den største iltsvindsudbredelse (ca. 6.500 km²) blev observeret omkring 1. september, mens arealet med kraftigt iltsvind først toppede i uge 38 (13.-17. september) og især forekom i det sydlige Lillebælt, Kiel Bugt og Mecklenburg Bugt (figur 11.1 og 11.2). I de fleste områder var udbredelsen af kraftigt iltsvind i 2004 af samme størrelse eller mindre end i gennemsnitsåret 2001. I Lillebælt og Flensborg Fjord derimod var udbredelsen af kraftigt iltsvind i 2004 større, men ophørte tidligere end i de foregående 3 år (tabel 11.1 og figur 11.1).



Figur 11.1 Arealudbredelsen af kraftigt iltsvind (< 2 mg/l) pr. uge gennem sidste halvdel af hvert af årene 2001 til 2004.

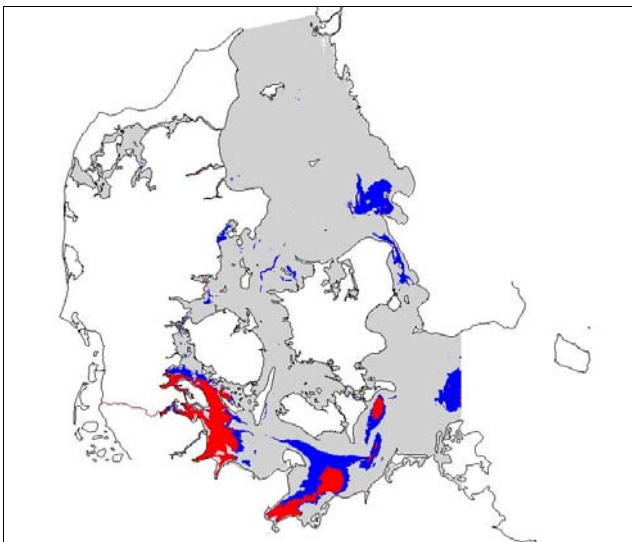
Udvikling i iltforhold

Trendanalyser af middel iltkoncentration ved bunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på tidsserier fra de danske farvande delt op på områder (tabel 11.2). I de lavvandede vestjyske fjorde, Vadehavet, Limfjorden, sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet kan der ikke påvises en signifikant lineær udvikling i de eksisterende tidsserier, sandsynligvis fordi lagdelinger her er midlertidige og hændelserne af varierende længde, hvilket giver stor spredning i data. I de østjyske fjorde er udviklingen med inddragelse af 2004 data ikke længere signifikant ($P = 0,0568$). I fynske fjorde og Det sydfynske Øhav er der gennem de seneste 28 år sket et signifikant fald i middelkoncentrationen juli-november på 0,049 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er middelkoncentrationen faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne med 0,023-0,044 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹ (tabel 11.2).

Kombineres henholdsvis alle kystvande og alle åbne farvande er der ingen tydelig udvikling i fjorde og kystvande i perioden 1981-2004. Dog lå middelkoncentrationen relativt lavt i de seneste 6 år og relativt højt i 1996-1998 (figur 11.3). I de åbne farvande var middel iltkoncentrationen juli-november høj i slutningen af 1960'erne og i 1970'erne og faldt så gennem 1980'erne til et lavt niveau omkring 1990. Gennem første halvdel af 1990'erne steg iltkoncentrationen generelt til 1970'er-niveau i

Tabel 11.1 Total og relativt areal påvirket af kraftigt iltsvind opdelt på områder (Arkona havet er ikke medregnet).

Region	Total areal (km ²)	Kraftigt iltsvind < 2 mg l ⁻¹			
		2001	2002	2003	2004
Nordlige Kattegat	4405	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Limfjorden	1522	329 (22%)	251 (17%)	344 (23%)	208 (14%)
Centrale Kattegat	8491	8 (0%)	524 (6%)	160 (2%)	13 (0%)
Sydlig Kattegat	9432	93 (1%)	1360 (14%)	331 (4%)	47 (0%)
Øresund	1049	3 (0%)	205 (20%)	15 (1%)	21 (2%)
Nordlige Bælthav	4027	220 (5%)	1208 (30%)	298 (7%)	309 (8%)
Storebælt	4012	37 (1%)	965 (24%)	60 (1%)	92 (2%)
Lillebælt	3019	608 (20%)	1281 (42%)	979 (32%)	1095 (36%)
Flensborg Fjord	293	121 (41%)	138 (47%)	133 (45%)	174 (60%)
Femer Bælt	7597	1491 (20%)	3241 (43%)	2024 (27%)	1685 (22%)
Hele området	43847	2909 (7%)	9173 (21%)	4343 (10%)	3644 (8%)



Figur 11.2 Den største udbredelse af kraftigt iltsvind (rødt) blev i 2004 observeret i uge 38 (13.-15. september), hvor det dækkede et areal på ca. 2.300 km². På dette tidspunkt var det totale areal med iltsvind (blåt og rødt) reduceret fra ca. 6.500 km² i uge 36 til ca. 5.000 km².

de tørre år 1996-97, for derefter generelt at falde igen. Middelværdien for 2004 lå på niveauet for midten af 1980'erne (figur 11.3).

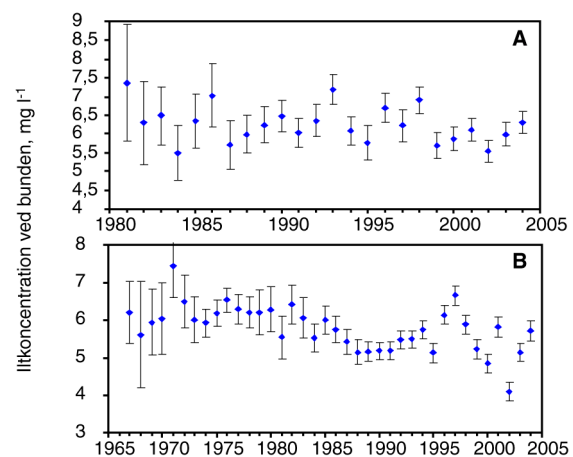
Inddrages forklarende parametre viser det sig, at middel iltkoncentrationen under lagdelte forhold i juli-november i fjorde og kystvande korrelerer signifikant med TN-tilførslen fra land fra juli året før til juni samme år, og med vindstyrken i juli-september samme år. Tilsammen forklarer TN-tilførsel og vind 52% af år til år variationen i iltkoncentrationen i fjorde og kystvande. I de åbne indre farvande korrelerer middel iltkoncentrationen under lagdelte forhold i juli-november signifikant med TN-tilførslen fra land juli året før til juni samme år, samt indstrømningen af bundvand fra Storebælt til Femer Bælt i maj-september samme år og temperaturen i det indstrømmende vand fra Skagerrak i januar-april samme år. Tilsammen forklarer de tre variable 49% af år til år variationen i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande (Conley et al. Subm.).

Tabel 11.2 Trendanalyser for middel iltkoncentration i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åben havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model, og den undersøgte trend er lineær. Grå markering = signifikant lineær udvikling. Der angives hvor mange år inden for perioden, der er data fra, samt det maksimale antal stationer, der kan indgå i et år.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling, mg l ⁻¹ år ⁻¹
Vestjylland fjord- og kyststationer	11	4	1992-2004	0,3920	0,034
Limfjorden	23	9	1982-2004	0,2700	-0,016
Østjyske fjorde	23	10	1974-2004	0,0568	-0,028
Fynske fjorde og Det sydfynske Øhav	26	3	1977-2004	0,0001	-0,049
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	22	10	1982-2004	0,8267	0,005
Kattegat	38	17	1967-2004	< 0,0001	-0,032
Nordlige Bælthav og Storebælt	33	9	1970-2004	< 0,0001	-0,044
Lillebælt og Femer Bælt	39	4	1965-2004	0,0255	-0,023
Øresund	37	3	1967-2004	< 0,0001	-0,026
Østersøen	37	9	1966-2004	0,0283	-0,025

Sammenfatning

- Iltsvindet i 2004 var mindre udbredt og korterevarende end i 2002 og 2003 pga. relativt lav næringsstofudledning i første halvår og mere vind i september.
- Iltindholdet i fynske fjorde og Det sydfynske Øhav samt alle åbne indre farvande og Arkonahavet er faldet signifikant siden hhv. 1977 og slutningen af 1960'erne.
- Iltindholdet sommer-efterår i fjorde og kystvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli-juni) og vindstyrken juli-september.
- Iltindholdet sommer-efterår i de åbne indre farvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli-juni), indstrømning af bundvand maj-september og temperaturen i Skagerrak januar-april.



Figur 11.3 Middel iltkoncentration i bundvandet for NOVANA stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne havområder. Beregnet på prøvetagninger over bunden i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åben havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Usikkerheden er faldet med tiden pga. flere målepunkter og hyppigere målinger.

12 Bundvegetation

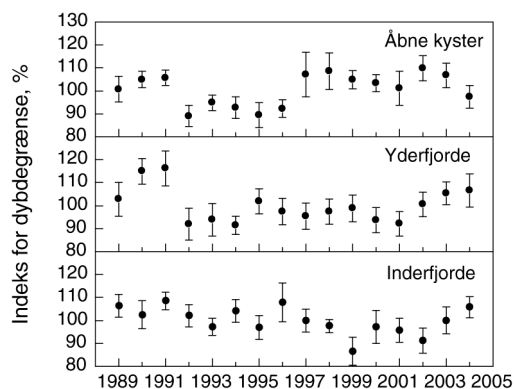
Dette afsnit analyserer udviklingen i bundvegetationen i henholdsvis inderfjorde, yderfjorde og kystnære områder gennem perioden 1989-2004. Følgende parametre indgår: ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad og eutrofieringsbetingede algers dækningsgrad. Derudover indeholder afsnittet en analyse af dækningsgraden af makroalger på stenrev i Kattegat.

Det antages, at et fald i tilførslen af næringssalte vil føre til forbedrede lysforhold, og at vegetationen derved vil få større dybdeudbredelse og større dækningsgrad på dybt vand. Samtidig antages det, at færre næringssalte vil begrænse dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger og dermed yderligere forbedre forholdene for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig antages det, at færre næringssalte vil føre til færre iltsvind og dermed endnu bedre forhold for ålegræs, som ikke tåler iltsvind.

Ålegræssets dybdegrænse

Ålegræssets dybdegrænse var størst langs de åbne kyster (4,9-6,7 m), lidt mindre i yderfjordene (3,3-4,3 m) og mindst i inderfjordene (2,5-3,4 m) i 1989-2004. Dybdegrænsen var signifikant forskellig i de tre områdetyper (ANOVA, $p < 0,001$).

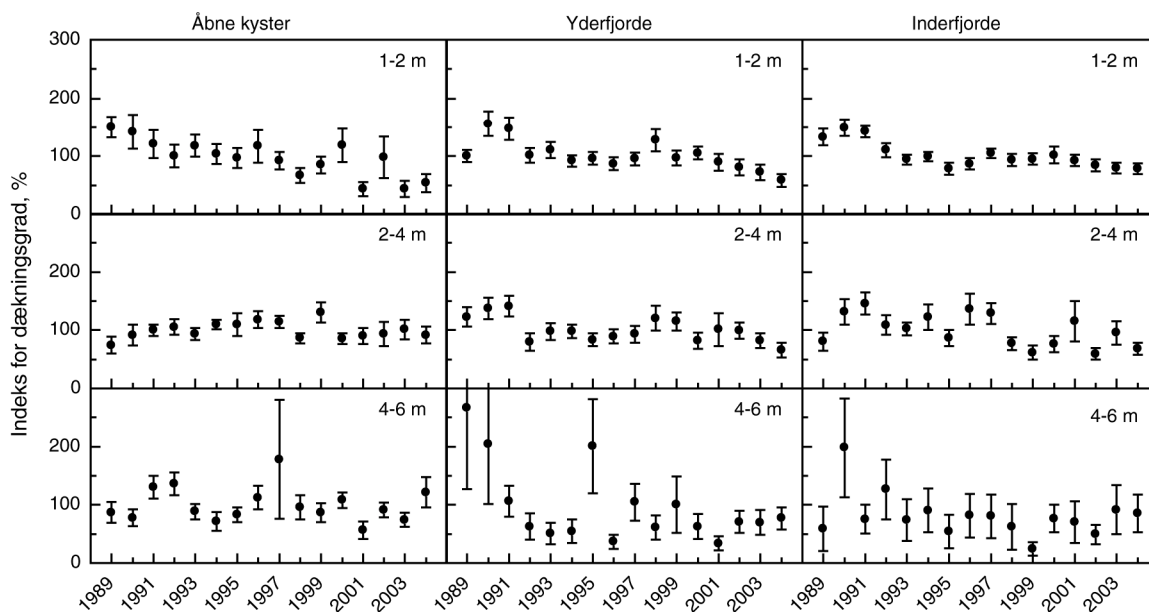
På de åbne kyster var dybdegrænsen ikke ændret signifikant gennem overvågningsperioden 1989-2004 (Kendalls- τ , $p = 0,280$). Dybdegrænsen varierede dog en del, idet den lå dybt fra 1989 til 1991, rykkede ind på lavere vand i 1992-1996 og herefter igen lå relativt dybt. I 2004 var dybdegrænsen lidt



Figur 12.1 Udvikling i ålegræssets maksimale dybdegrænse (\pm standard error) langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2004. Dybdegrænsen er bestemt ved et indeks (se Bilag 1). En høj indekseværdi betyder, at ålegræsset vokser dybt.

lavere end middelniveauet for overvågningsperioden (figur 12.1).

I den ydre del af fjordene var dybdegrænsen heller ikke ændret signifikant gennem perioden 1989-2004 (Kendalls- τ , $p = 0,928$). Ålegræsset voksede relativt dybt fra 1989 til 1991, knap så dybt fra 1992 til 2002 og dybere end middel i 2003 og 2004. I den indre del af fjordene blev dybdegrænsen derimod signifikant reduceret gennem perioden 1989-2004 (Kendalls- τ , $= 0,048$), selvom den i 2004 var dybere end periodens middelniveau (figur 12.1).



Figur 12.2 Udvikling i ålegræssets dækningsgrad (\pm standard error) gennem perioden 1989-2004. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m (figur 12.2). Der er valgt at udelade analyser for helt lavt vand (0-1 m), fordi dækningsgraden her primært er reguleret af bølge- og vindeksponering, samt i nogle år isskruning og derfor kun i ringe grad vil afspejle ændringer i næringssaltbelastningen. Tilsvarende er der udeladt analyser af dækningsgraden på vanddybder > 6 m, da kun ganske få fjorde har ålegræs til så stor dybde.

Langs de åbne kyster og i den ydre del af fjordene blev ålegræssets dækningsgrad på lavt vand (1-2 m) reduceret signifikant gennem perioden 1989-2004 (Kendalls- τ , $p_{\text{åbne}} < 0,001$, $p_{\text{ydre}} = 0,003$) (figur 12.2). På mellemdybder (2-4 m) og større dybder (4-6 m) udviste dækningsgraden derimod ingen klar udviklingstendens (Kendalls- τ , $p > 0,05$).

Inderst i fjordene faldt dækningsgraden signifikant både på lavt vand (1-2 m) og på mellemdybder (2-4 m) gennem perioden (Kendalls- τ , $p_{1-2\text{ m}} = 0,001$, $p_{2-4\text{ m}} = 0,031$), mens dækningsgraden på dybt vand (4-6 m) var uændret (Kendalls- τ , $p = 0,471$).

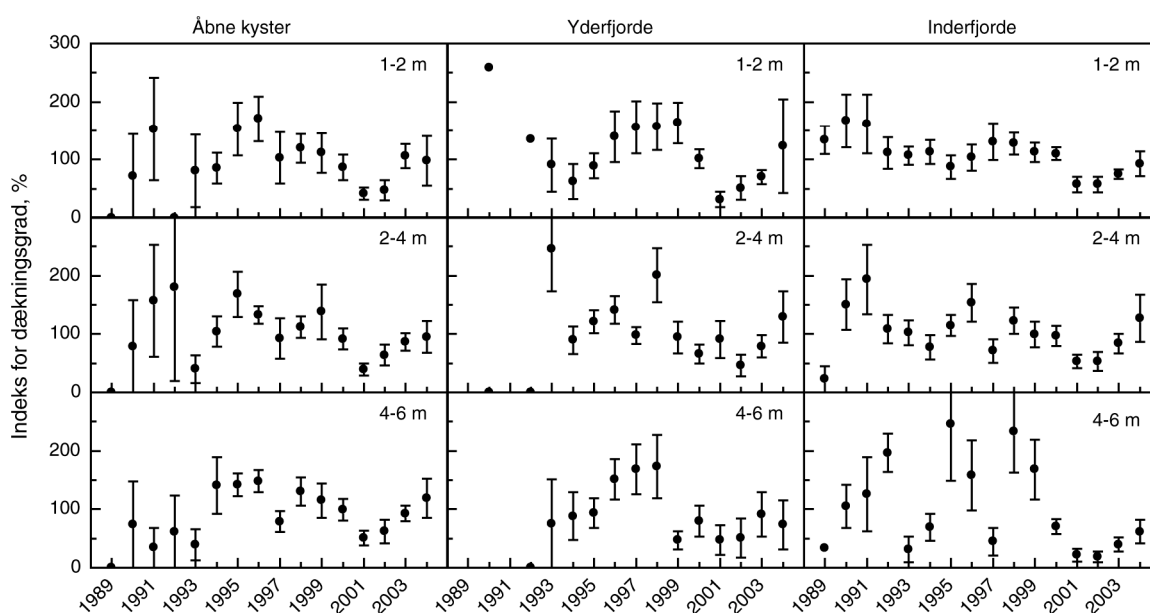
Sammenfattende viste analyserne, at ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad i inderfjordene blev reduceret gennem perioden 1989-2004. Bestandene i den ydre del af fjordene og langs de åbne kyster havde derimod ikke ændret sig signifikant, bortset fra at dækningsgraden var reduceret på lavt vand. Udviklingen i ålegræsset afspejler dermed ikke fuldt ud udviklingen i sigtddyben, som vi havde forventet. Mens reduktionen i dybdegrænse og dækningsgrad i inderfjordene kan skyldes, at fjordenes sigtddybe generelt er faldet,

afspejler ålegræsbestandene langs de åbne kyster ikke den forbedrede sigtddybe her (se *kapitel 10*). Der er også mange eksempler på, at dybdegrænsen i de enkelte fjord/kystområder ikke er signifikant positivt korreleret med sigtddyben. Det gælder fx i Århus Bugt/Kalø Vig, Roskilde inderfjord og Kallundborg inderfjord. Andre forhold end lyset må derfor også spille en væsentlig rolle i reguleringen af ålegræsset. En væsentlig faktor ser ud til at være iltsvind. Der er mange eksempler på sammenfald mellem områder ramt af iltsvind og ålegræsød, og ny forskning peger også på, at iltsvind skader ålegræsset (Holmer & Bondgaard 2001, Greve et al. 2003). Skrab efter muslinger kan også medvirke til at reducere ålegræssets dybdegrænse i områder som fx Limfjorden, hvor der foregår et intenst muslingefiskeri (Dyckjær & Hoffmann 1999).

Eutrofieringsbetingede alger

Eutrofieringsbetingede alger betegner alger, som favoriseres af stor næringsstofftilførsel, og en høj dækningsgrad af sådanne alger burde derfor afspejle næringsbelastning. Som for dækningsgraden af ålegræs har vi valgt at udelade analyser af udviklingen på helt lavt vand (0-1 m), da algerne her er meget påvirkede af bølge- og vindeksponering. Ligeledes har vi valgt at udelade analyser af dækningsgraden på dybt vand (> 6 m), da kun få fjorde har sigt til så stor dybde.

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger viste generelt ingen signifikant udvikling gennem perioden 1989-2004 (figur 12.3). Kun dækningsgraden på 1-2 m's dybde i inderfjordene udviste et signifikant fald (Kendalls- τ , $p = 0,004$, figur 12.3).



Figur 12.3 Udvikling i dækningsgraden (\pm standard error) af eutrofieringsbetingede alger gennem perioden 1989-2004. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Klimakorrektioner

I et forsøg på at korrigerede data for klimatiske variationer blev de beregnede vegetationsindeks for ålegræssets dybdegrænse korreleret med et sæt klimavariabeler (soltimer, temperatur, vind og afstrømning).

Vegetationsindeksene for de enkelte år blev korreleret med klimaparametre beregnet som års gennemsnit (samt som maks. månedsgennemsnit for vind og temperatur) for hhv. 1) samme år, 2) året før og 3) perioden fra juli året før til juni samme år for at tage højde for en eventuel tidsforskydning i vegetationens respons.

Der var ingen systematiske sammenhænge mellem klimatiske variable og dybdegrænseindeks, som gjaldt datasættet som helhed, og derfor blev der ikke korrigeret data for variationer i klimaet. Data-sættene viste dog følgende korrelationer: Ålegræssets dybdegrænse i yderfjordene var negativt korreleret med den gennemsnitlige og den maksimale vindhastighed i perioden fra juli året før til juni samme år, og samtidigt positivt korreleret med den gennemsnitlige indstråling i året før. Kraftig vind kan have reduceret dybdegrænsen via sedimentomlejringer eller øgede mængder suspenderet materiale, mens høj indstråling fremmer dybdegrænsen ved at give bedre lysforhold. Dybdegrænsen i de åbne områder og i inderfjordene var ikke korreleret med nogle af de klimatiske variable.

Makroalger på stenrev i åbne farvande

NOVANA programmet har ført til en udvidelse af overvågningen af stenrev i forhold til de hidtidige overvågningsprogrammer. Algevegetationen på hård bund overvåges fortsat årligt på de samme otte stenrev i Kattegat som tidligere. Fremover vil overvågningen også omfatte årlige besøg på fire stenrev fordelt på Samsø Bælt, Storebælt, Smålandsfarvandet og Arkonahavet. Yderligere 27 stenrev fra Skagerrak til Bornholm vil blive besøgt over en 3 års periode.

Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter, inkl. skorpeformede alger.

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

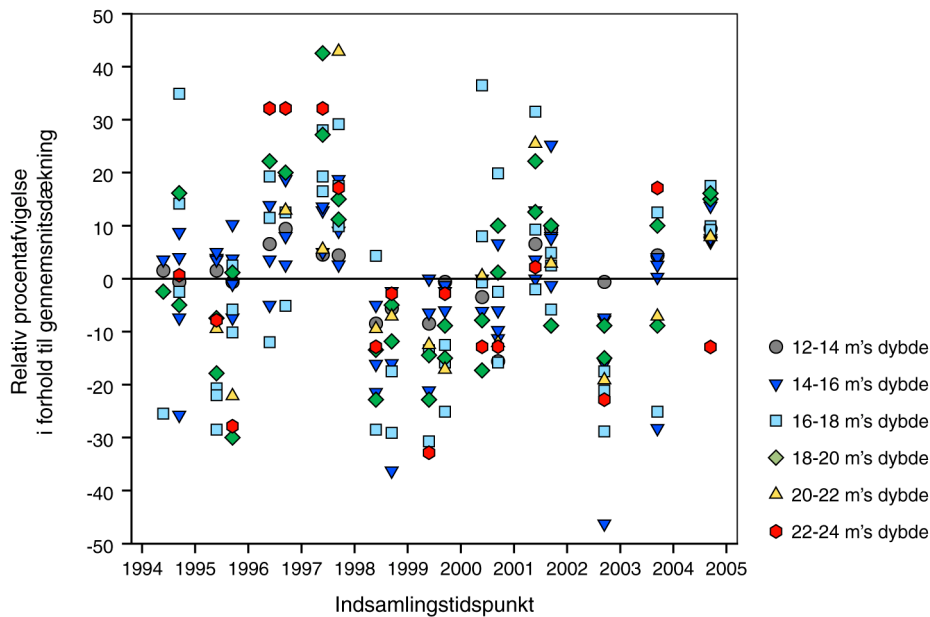
Grønne søpindsvins græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat, hvilket har stået på i nogle år. Fra andre dele af verden er masseforekomst af søpindsvin sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havodder og hummere (*Little & Kitching 1996*) samt fisk (*Tegner & Dayton 2000*). Undersøgelser har vist, at fiskearter som store torsk, havkat og fladfisk også ernærer sig af søpindsvin (*Vadas & Steneck 1995, Keats & Steele 1986, Keats 1991*). En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande og fremkomst af søpindsvin kan være en mulig forklaring på masseforekomst af søpindsvin på flere danske stenrev.

Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri – er også en presfaktor, der kan influere på naturkvaliteten. En undersøgelse på Store Middegrund har påvist væsentlige fysiske forstyrrelser på dele af stenrevet (*Dahl 2005*). Jævnlig forstyrrelse er den mest sandsynlige årsag til, at vegetationens samlede dækning er væsentlig ringere på to undersøgte vanddybder på revet end forudsagt med en vegetationsmodel for området.

I *Dahl & Carstensen (2005)* er det vist, at vegetationens samlede dækning på dybvandede stenrev uden væsentlig påvirkning af søpindsvin korrelerer signifikant med tilførslen af enten kvælstof eller fosfor eller ferskvandsafstrømning til Kattegat i halvåret januar-juni forud for vegetationsundersøgelsen. Indstråling i samme periode, undersøgelsesdybden og lokaliteten var også signifikante parametre i de opstillede modeller, der alle havde en høj korrelation ($r^2 = 0,79 - 0,80$) og var meget signifikante ($P < 0,0001$). Bidrag fra efterårshalvåret havde derimod ingen signifikant effekt på vegetationen den efterfølgende sommer. Rev i det centrale Kattegat udviste en tydeligere respons på ændrede tilførsler end rev i det nordlige Kattegat omkring Kattegat-Skagerrak fronten.

En anden model (*Dahl & Carstensen 2005*) viste, at secchi-dybde, undersøgelsesdybde og indstråling også korrelerede fint med den samlede vegetationsudvikling på de undersøgte stationer på de dybvandede stenrev i Kattegat ($r^2 = 0,67$, $P < 0,0001$).

Udviklingen af den oprette vegetations samlede dækning i 2004 på de undersøgte stationer, der har været en del af overvågningen i mange år, afveg signifikant fra gennemsnittet for perioden 1994-2001 (*tabel 12.1 og figur 12.4*). Kun en station havde en ringere dækning end gennemsnittet for perioden; de øvrige 11 stationer lå 5-20% over middel.



Figur 12.4 Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgestidspunkter, hvorfra der foreligger data i perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 m's dybdeintervaller. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt. På grund af metodeændringer i 1994 er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

Tabel 12.1 Den oprettede algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer over og under gennemsnittet er ens. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for, om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt.

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

Undersøgesår	Måned	Antal observationer	Samlet vegetationsdækning i forhold til gennemsnit for 1994-2001	P-værdi
1994	juni	4	← →	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
1995	juni	11	↓	ej sign.
	august	12	↓	ej sign.
1996	juni	9	↑	ej sign.
	august	9	↑	*
1997	juni	11	↑	***
	august	11	↑	***
1998	juni	10	↓	*
	august	10	↓	**
1999	juni	10	↓	*
	august	11	↓	***
2000	juni	10	↓	ej sign.
	august	12	↓	ej sign.
2001	juni	11	↑	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
2002	august	12	↓	***
2003	august	11	↑	ej sign.
2004	august	12	↑	**

Forekomst af trådformede alger på stenrevne var i 2004 stort set som gennemsnittet for perioden 1994-2001. *Ceramium virgatum* var den dominerende art, men var kun talrig ned til 8-10 m's dybde.

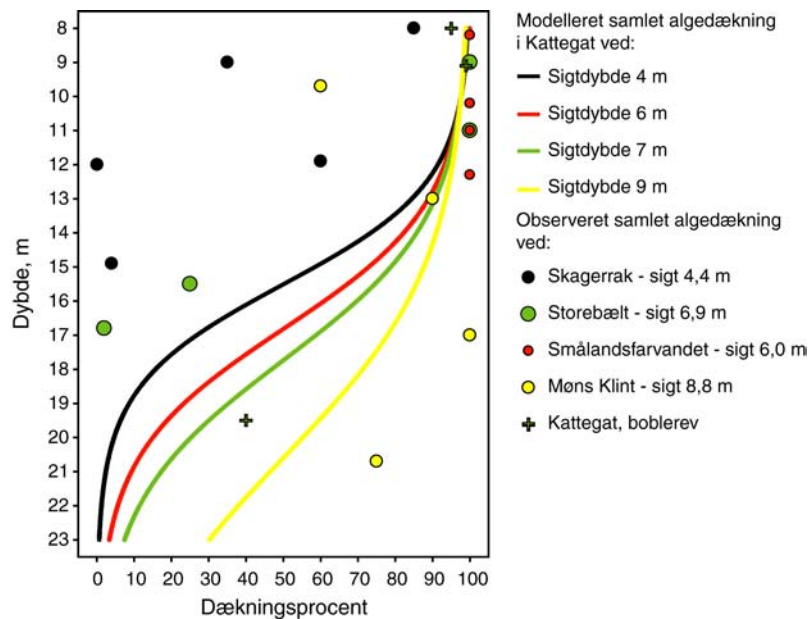
Nye rev lokaliteter

Med NOVANA-programmets implementering blev overvågningen udvidet til at dække sten- og boblerev omfattet af EU's habitatdirektiv fra 1992.

Blandt de nye stenrev, der blev besøgt i 2004, havde følgende lokaliteter stenforekomster på vanddybder over 8 m's dybde: Lønstrup Rødgrund og Knudegrund i Skagerrak, Broen i Storebælt, Kirkegrund, Stålgrund Banke og rev i forlængelse af Knudshoved Odde i Smålandsfarvandet og revet ud for Møns Klint i Arkonahavet. Tre boblerevsområder med vanddybder over 8 m blev også undersøgt. På boblerevene var vegetationen overvejende knyttet til formationernes top. Siderne af kalkstenene var domineret af hårbundsfauna.

Algernes samlede dækning på vanddybder over 8 m på de nye overvågningslokaliteter er – sammenholdt med de modellerede algedækninger – som forventet på stenrev i Kattegat ved en given forårsigt dybde (Dahl & Carstensen 2005). Som det fremgår af figur 12.5 er variationen i dækning større end forventet på baggrund af modellen fra Kattegat, der primært bygger på sigt dybde data, der varierer mellem 6-8 m. Det overordnede billede er imidlertid det samme: lave sigt dybder giver ringe

Figur 12.5 Modelleret og observeret samlet algedækning på egnet hårdbund i dybdeintervallet 8-23 m som funktion af forskellige gennemsnitlige sigtdybder for forårshalvåret. De modellerede algedækninger (kurver) er bestemt på data fra Kattegat (Dahl & Carstensen 2005). Algedækninger observeret på forskellige dybder over 8 m på nye overvågningslokaliteter i Skagerrak (Lønstrup Rødgrund og Knudegrund), Storebælt (Broen), Smålandsfarvandet (Kirkegrund, Knudshoved Odde og Stålgrund Banke) samt Arkonahavet (revet ved Møns Klint) er vist som punkter. Den samlede algedækning på toppen af tre boblerev i Kattegat er også vist. Farven på punkterne refererer til den månedsvægtede gennemsnitlige sigtdybde for perioden januar-juni fra nærmeste egnede hydrografistation. Der er anvendt samme farvekode som på de modellerede algedækninger.



algedækning, og algedækningen falder med undersøgelsesdybden.

Ændret græsningstryk kan også være en medvirkende årsag til den store forskel i algedækning mellem Skagerrak og Arkonahavet. Ingen af de fire arter af søpindsvin forekommer fx i farvandet ud for Møn pga. lav salinitet.

Et ½-1 cm tykt mudderlag med stor tæthed af slikrebs dækkede selv meget store sten på Lønstrup Rødgrund og Knudegrund i Skagerrak. Den ringe udvikling af algevegetationen skyldes med sandsynlighed også disse aflejringer. Da det er første gang de to lokaliteter besøges, vides det ikke, om det er et almindeligt forekommende fænomen. Alvorlig tilslamning af tangskov er imidlertid også observeret på overvågningslokaliteter langs den norske Skagerrakkyst (Moy et al. 2004).

Massive forekomster af blåmuslinger forekom på alle vanddybder på revet ud for Møns Klint, men var særlig markante på 10, 13 og 17 m's dybde. Masseforekomst af muslinger kan påvirke algevegetation i negativ retning (Dahl et al. 2001) og er den sandsynlige årsag til, at algevegetationen ikke helt dækker det hårde substrat på 11 m's dybde. Algevegetationen var generelt relativ artsfattig ud for Møns Klint, men dækningen af de arter, som fandtes, var usædvanlig god på større vanddybder. Brunalgen sukkertang (*Laminaria saccharina*) blev observeret på den dybeste undersøgte station på knap 21 m's dybde.

Vegetationens dækning på boblerevenens top i det nordlige Kattegat var i overensstemmelse med de modellerede dækninger fra stenrev i Kattegat.

Konklusion

Sammenfattende viste vegetationen følgende udvikling gennem perioden 1989-2004:

- reduktion i ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad på 1-4 m's dybde i inderfjorde
- ingen ændring i ålegræssets dybdegrænse langs åbne kyster og i yderfjorde
- reduktion i ålegræssets dækningsgrad på 1-2 m's dybde langs åbne kyster og i yderfjorde
- ingen udvikling i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger, bortset fra et fald på 1-2 m's dybde i inderfjorde
- vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var signifikant bedre i 2004 end gennemsnittet for perioden 1994-2001
- en række stenrev blev undersøgt for første gang i 2004. I Skagerrak var algedækningen på den egnede hårdbund ringe i forhold til dybden, mens den ud for Møns klint i Arkonahavet var meget veludviklet.

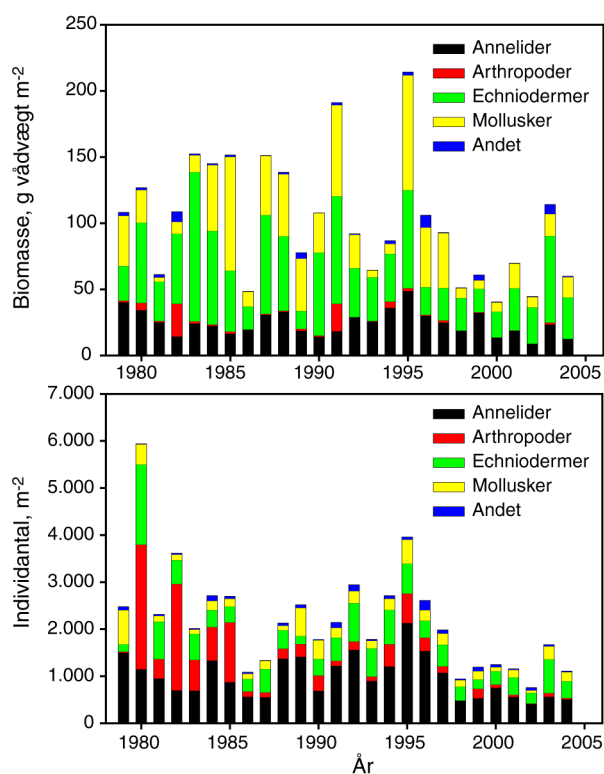
13 Bundfauna

Den marine bundfaunas tæthed, biomasse, diversitet og samfundsstruktur påvirkes af de omgivende miljøforhold, hvad enten de er menneskeskabte eller styret af naturlige processer. Da bundfaunaen i hovedsagen udgøres af flerårige organismer, afspejler denne parameter de mere generelle forhold integreret over et til flere år. Eutrofieringsgraden påvirker i særdeleshed bundfaunaen, idet den regulerer mængden af organisk materiale, der tilføres og kan omsættes i havbundens fødekæder. Samtidigt er risikoen for, at der udvikles iltsvind med negativ indvirkning på bundfaunaen, tæt koblet til eutrofieringen i de enkelte områder. Hvilken effekt eutrofieringen har, afhænger således af områdernes typologi. I områder hvor bundvandet hyppigt skiftes, forventes stimulationen af bundfaunaen at være den væsentligste effekt. I områder med ringe vandskifte er risikoen for iltsvind større, og her vil den negative indflydelse af eutrofiering være den fremherskende men samtidig variabel, fordi de klimatiske betingelse for iltsvind varierer så meget fra år til år. I efteråret 2002 blev de danske kystvande ramt af det hidtil mest udbredte og langvarige iltsvind, og denne ekstreme hændelse blev efterfulgt af et kraftigt iltsvind igen i 2003. Disse iltsvind havde markant effekt på bundfaunaen i store områder som beskrevet i *Hansen et al. (2003)* og *Hansen et al. (2004)*. Dette var således udgangspunktet for bundfaunaen i 2004, hvor det nye overvågningsprogram (NOVANA) startede.

Åbne områder

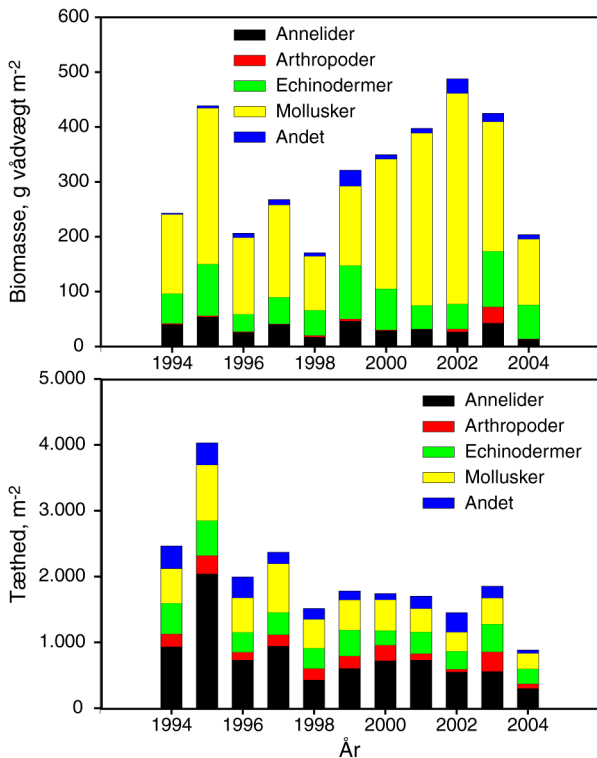
I NOVANA består overvågningen af bundfauna i de åbne områder af stort set de samme stationer som under NOVA-programmet. To stationer er bortfaldet, og de to BF-områder BF16 og BF17 er erstattet med punktstationer, således at der tages 5 prøver på hver af 24 stationer. For 22 stationer eksisterer der således en tidsserie 1994-2004 med identisk prøvetagning. 7 stationer er samlet siden 1989 og endelig haves data fra 4 HELCOM-stationer tilbage fra 1979, hvorfra langtidsudviklingen i bundfaunaen kan vurderes.

De 3 HELCOM-stationer er beliggende i Kattegat, Øresund og Storebælt (413, 315, 939) og viser høje tætheder af bundfaunaen i begyndelsen af 80'erne og i midten af 90'erne. I slutningen af 80'erne og siden 1997 har tætheden været lav. I hele perioden er andelen af krebsdyr blevet markant lavere. Udviklingen i biomasse viser et skift til lavere værdier fra slutningen af 90'erne, primært pga. et fald i biomassen af bløddyr og pighuder (*figur 13.1*).



Figur 13.1 Tidsmæssig udvikling i den totale biomasse fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (øverst) og tidsmæssig udvikling i tætheder fordelt på taksonomiske hovedgrupper (nederst). Annelider = hovedsagligt børsteorme; Arthropoder = krebsdyr m.m.; Echinodermer = pighude, herunder søstjerner og sømus; Mollusker = muslinger og snegle.

Udviklingen i de sidste 11 år, hvorfra der eksisterer langt flere data, viser et fald fra 1994 med den hidtil laveste tæthed i 2004. Biomassen var også lav i 2004 med tilbagegang for alle 4 taksonomiske grupper og en total på 200 g vådvægt m⁻², men biomassen viser ingen generel tendens i de sidste 11 år (*figur 13.2*). Artsdiversiteten og artsrigdommen, beregnet for den enkelte prøve, er faldet markant på stort set alle stationer igennem de sidste 11 år med det hidtil laveste niveau i 2004. Artsrigdommen, udtrykt med Margalefs indeks er blevet halveret siden 1994 (*figur 13.3*), og hvor man i 1994 kunne forvente at finde 14 arter i en HAPS-prøve, var antallet kun 7 i 2004 i de åbne områder som helhed. Den total artsrigdom var tilsvarende faldet med ca. 50 arter fra 230 til ca. 180 arter.



Figur 13.2 Tidsmæssig udvikling i den totale biomasse fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 22 stationer i de åbne danske farvande (øverst) og tidsmæssig udvikling i tætheder fordelt på taksonomiske hovedgrupper (nederst). Annelider = hovedsagligt børsteorme; Arthropoder = krebsdyr m.m.; Echinodermer = pighude, herunder søstjerner og sømus; Mollusker = muslinger og snegle.

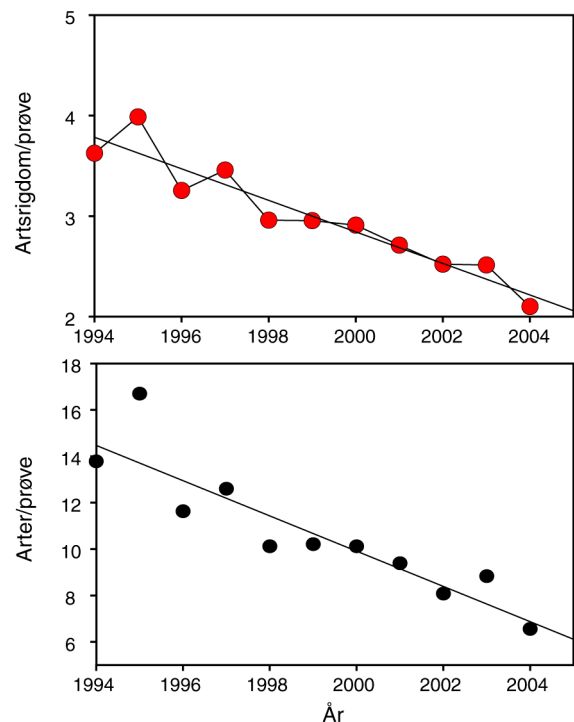
For de åbne farvande viser samtlige parametre samstemmende, at faunasamfundet var meget fattigt i 2004, og for tæthed og artsrigdom falder 2004 ind i en generel udvikling, som har været ved siden midten af 90'erne. Årsagen til denne generelle forringelse er uklar. Langt de fleste af disse stationer er kun i ringe grad påvirket af iltsvind. De faldende koncentrationer af næringssalte i de åbne farvande er næppe heller den underliggende årsag. Her ville man forvente, at fødemangel, pga. lavere produktivitet i vandsøjlen, i første omgang ville manifestere sig i bundfaunaens biomasse. Data fra før 1994 er sparsomme, og det er svært at afgøre, om udviklingen skal ses på baggrund af en forudgående stigning før 1994, eller om tendensen strækker sig længere bagud i tid. Udviklingen og mekanismerne bagved ændringen i biodiversitet diskuteres i et tema i denne rapport (kapitel 17).

Udvikling af bundfaunaen i kystnære områder og fjorde 1998-2004

Der foreligger nu stort set årlige målinger af bundfauna fra 29 områder i perioden 1998-2004. I denne rapport bliver dette materiale for første gang analyseret for eventuelle generelle tidlige

tendenser i individtæthed, biomasse og artsrigdom. Som noget nyt er også AMBI-indekset beregnet på materialet og analyseret for tidlige trends.

AMBI-indekset (Borja *et al.* 2000) giver et udtryk for forholdet mellem følsomhed og tolerance over for forureningspåvirkning, især organisk forurening. Indeksets værdi er bygget op på de procentuelle andele af 5 kategorier af arter, hvor hver kategori er givet en vis grad af tolerance/følsomhed på en skala fra 1 til 5. Kategori 1 er de mest følsomme, og kategori 5 indeholder de mest tolerante arter. Da indekset blev konstrueret på forhold ved de spanske og franske kyster, er det endnu uklart, om indekset direkte kan appliceres på de danske forhold. Dette er for nærværende ved at blive undersøgt. Databasen med de klassificerede arter indeholder dog de allerfleste arter, der forekommer i vore hjemlige farvande og er det p.t. mest operationelle indeks, der eksisterer i Europa. Indekset er for en stor del bygget på subjektive vurderinger eller "expert judgements", men der har været mange forskellige eksperter involveret i opbygningen af databasen, hvilket øger objektiviteten af indekset. I alle tilfælde er indekset en vurdering af miljøkvalitet, der er helt uafhængig af andre kvalitetsmål – herunder artsdiversitet. Udviklingen i AMBI-indekset for de



Figur 13.3 Tidsmæssig udvikling i artsrigdommen pr. prøve på de 20 stationer i Kattegat og Bælthavet, hvorfra data findes fra stort set alle årene i perioden 1994-2004. Linier er fremkommet ved lineær regression. Øverst: Margalefs indeks og nederst: antal arter pr. prøve.

Tabel 13.1 Udviklingen i AMBI-indekset i perioden 1998-2004 beregnet for de enkelte BF-områder. Farverne svarer til følgende kvalitetsklasser: blå = høj, grøn = god, gul = moderat og rød = ringe ifølge Muxika et al. 2005.

Stationer/År	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
BF01	2,87	2,99	3,00	3,19	3,09	3,03	3,11
BF02		2,86	2,42	2,57	2,54	2,36	2,94
BF03		3,06	2,34	3,09	3,29	3,70	2,84
BF04		2,57	2,48	2,80	3,01	2,67	4,34
BF05	3,82	3,78	3,59	3,46	3,13	3,14	3,28
BF06	4,69	5,21	5,08	4,92	4,49	4,54	4,74
BF07	2,00	1,61	1,83	1,66	1,55	1,33	1,79
BF08	1,95	1,83	1,60	1,88	1,53	2,58	
BF09	3,16	2,97	2,67	2,51	2,79	3,07	3,27
BF10	3,29	3,32	2,97	3,28	3,46	2,84	3,10
BF11	1,91	2,17	2,13	1,00	0,86	4,05	4,63
BF12	3,07	3,12	2,93	2,55	3,09	2,65	2,93
BF13	1,96	1,60	2,34	3,12	3,24	3,43	4,15
BF14	1,76	1,45	1,10	1,61	1,84	2,15	
BF15		2,92	2,66	3,34	2,92	2,85	3,00
BF16	0,64	0,67	1,12	0,60	0,59	0,73	
BF17	0,80	0,80	1,00	0,61	0,66		
BF18	2,00	1,86	2,14	2,07	1,33	3,00	2,37
BF19	4,10	2,71	3,94	4,03	4,19	3,54	3,51
BF20	1,35	0,52	1,11	0,39	1,66	1,18	1,43
BF21	2,22	1,29	2,81	1,79	3,55	2,44	1,43
BF22	2,83	2,89	2,93	2,95	2,90	2,93	2,82
BF23	2,03	2,44	1,96	2,21	2,41	1,20	2,31
BF24	3,52	3,11	3,47	3,85	3,57	3,07	3,22
BF25	1,72	2,43	2,18	2,22	1,56	4,93	1,92
BF26	3,00	3,02	3,02	3,02	3,04	3,06	3,13
BF27		1,16	1,26	1,75	1,61	1,41	1,08
BF28		2,57			2,06	2,52	
BF29			0,53	0,44		0,70	0,68
Middel	2,49	2,39	2,38	2,39	2,50	2,68	2,83

enkelte BF-områder i perioden 1998-2004 fremgår af tabel 13.1.

Med den afgrænsning mellem de enkelte miljøkvalitetsklasser, der foreløbigt er foreslået af Borja et al. 2000 og Muxika et al. 2005, falder de fleste danske målinger fra fjorde og kystnære områder i klassen "god" miljøkvalitet. Høj miljøkvalitet opnås fortrinsvis i de åbne områder af Kattegat. Ifølge AMBI-indekset forekommer den dårligste miljøkvalitet moderat i BF-områderne i Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Ringgårdsbassinet, Skive Fjord, Mariager Fjord, Flensborg Fjord og Kolding Fjord.

Data for AMBI-indekset er blevet korreleret til det totale antal arter, der er fundet hver år i de enkelte områder (figur 13.4, data i Bilag 4). Heraf fremgår det, at der overordnet er en klar sammenhæng mellem artsrigdom og AMBI-indekset, således at

Tabel 13.2 Resultat af envejs ANOVA med station/BF-område som fikseret variabel og med tid som kovariabel på fire faunavariabeler i perioden 1998-2004. Individ-tæthed og biomasse log10 transformeret før analysen.

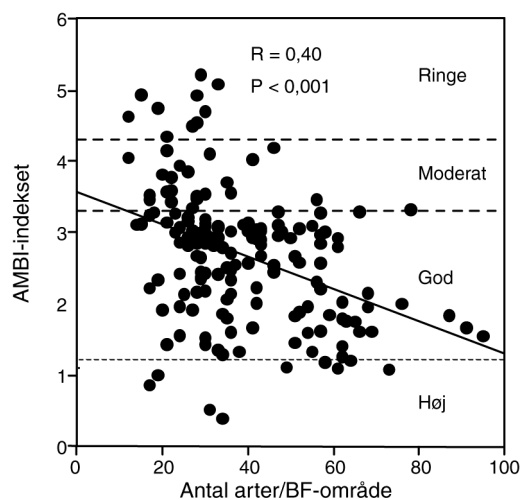
n = 168	F-ratio station	P station	F-ratio tid	P tid
N Indv.	27,46	< 0,001	0,26	0,609
Biomasse	11,25	< 0,001	0,14	0,713
Artsantal	22,28	< 0,001	10,41	0,002
AMBI	21,09	< 0,001	5,88	0,016

en høj artsrigdom følger en høj miljøkvalitet. Dette også uanset at prøvetallet varierer fra område til område.

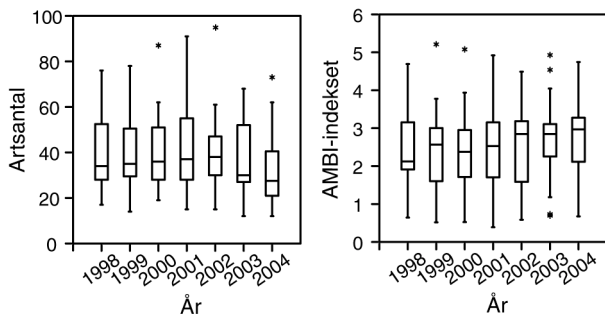
Tidsudviklingen over alle BF-områder i parametrene individtæthed, biomasse, artsantal og AMBI-indekset blev analyseret ved en envejs ANOVA med tid (år) som kovariabel (tabel 13.2).

Analysen viste, at der var klare forskelle mellem stationer/BF-områder for alle 4 variable. Derimod var der ingen tidslig trend i individtæthed og biomasse. Når det gjaldt artsantallet og AMBI, var der tale om en signifikant tidslig ændring (henholdsvis $P < 0,01$ og $P < 0,05$).

Som det fremgår på figur 13.5 skyldes ændringen af artsantal hovedsageligt lavere værdier i 2003 og 2004 og for AMBI tilsvarende højere værdier i disse to år.



Figur 13.4 Plot af AMBI-indekset mod antal af arter pr. BF-område og år. Stiplede linier angiver grænser mellem henholdsvis høj og god, god og moderat og moderat og ringe miljøkvalitet ifølge Muxika et al. 2005.



Figur 13.5 Box and whiskers plot af tidlig udvikling i antallet af arter og AMBI-indeks over alle BF-områder i perioden 1998-2004. Den horisontale streg indikerer medianværdi og boxen 95% af målingerne.

Udviklingen 2002-2004 i de kystnære områder svarer dermed til udviklingen i de åbne områder, hvor der også var tale om en generel forringelse af bundfaunaen med hensyn til tæthed og artsrigdom. Men da ændringerne i artsantal og AMBI i de kystnære områder overvejende beror på lavere/højere værdier i 2003 og 2004, adskiller de sig fra de åbne områder, hvor der var tale om en langvarig udvikling. Det er sandsynligt, at den lavere artsrigdom og miljøkvalitet i de kystnære områder stadig er betinget af det alvorlige iltsvind i efteråret 2002. Som vist i sidste års rapport (*Ærtebjerg et al. 2004, Conley et al. Subm.*) blev antallet af arter reduceret i flere BF-områder som følge af iltsvindet i 2002, og de ligeledes lave værdier i 2004 kan indikere, at genetableringen er langsommelig. De højere værdier af AMBI-indekset betyder tilstedeværelsen af en højere andel af forureningstolerante arter i disse to år efter iltsvindet. Samlet set understreger ændringen i både artsantal og AMBI de vidtrækkende konsekvenser af iltsvindet i 2002 i form af en generel forringelse af miljøet i disse områder.

Konklusioner

- Biomasse og tætheden af bundfaunaen var lav i 2004 i både de kystnære og åbne områder. For de åbne områder var der tale om den hidtil laveste målte tæthed.
- I de åbne områder var faldet i tæthed signifikant i perioden 1994-2004, men ikke i de kystnære områder. Der var ingen signifikant udvikling i biomassen.
- Artsrigdommen var lav i både kystnære og åbne farvande. For de kystnære områder var der et signifikant fald gennem perioden 1998-2004. I de åbne farvande er faldet signifikant for perioden 1994-2004, hvor der er sket en halvering af artsrigdommen, hvilket dog skyldes meget lave værdier i 2003 og 2004.
- I de åbne farvande er årsagen til det markante fald i artsrigdommen usikkert, mens den faldende artsrigdom i de kystnære områder skyldes lave værdier i 2003 og 2004, som skyldes iltsvindet i 2002.
- AMBI-indekset er korreleret til artsrigdommen, og i de kystnære områder viser udviklingen 1998-2004, at der er sket en signifikant forringelse af miljøkvaliteten, hvilket også viser tilbage til iltsvindet i 2002.

14 Tungmetaller i muslinger og fisk

NOVANA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Analyserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger og skrubber) og i 2. halvdel af programperioden gennemføres yderligere én sedimentprøvetagning. Prøveantallet i NOVANA-programmet er reduceret med ca. 1/3 for muslinger i forhold til NOVA. Dette er opnået ved at tage færre prøver pr. station og område. Til gengæld er der tilføjet flere organiske stoffer i analysepakken og en bredere geografisk dækning, dog bevares én tidstrend station pr. NOVANA-område.

Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, fx i forbindelse med spildevandsudledning. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og kan ophobes op igennem fødekæden. Pb er ligeledes et giftstof, men ophobes ikke så let som Cd og Hg. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, der dog ved høje koncentrationer har giftvirkning. Muslinger anvendes som generel indikator for belastningen af tungmetaller i havmiljøet.

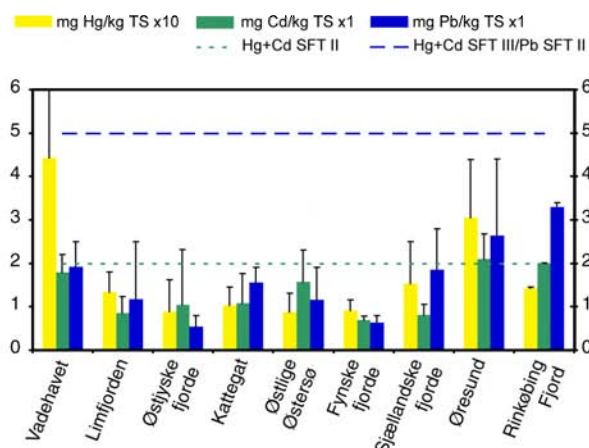
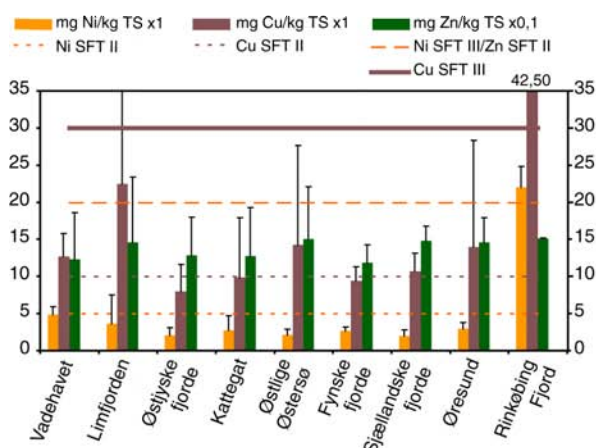
Vurdering af målte koncentrationer

Der er internationalt udviklet såkaldte "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EAC) af OSPAR (1998), der i 2004 er revurderet ved en international workshop OSPAR (2004), som definerede et sæt "Environmental Assessment Criteria" (Env. AC). Disse er baseret på økotoxikologiske data og er tilpasset miljøklassificeringssystemet under

EU's vandrammedirektiv, som en "oversættelse" af vandkriterier til indhold i biota. De afledte Env. AC-værdier var lavere end de tidligere fastlagte baggrundsværdier for Cd og Hg, som er accepteret af OSPAR. De afledte Env. AC-værdier er derfor ikke blevet accepteret af OSPAR. Det forventes, at der arbejdes videre med disse i 2005/06. Indtil Env. AC-værdierne er accepteret, anvendes det vejledende norske klassificeringssystem udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997) baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en femdel klassificering af forureningsgraden (miljøtilstanden i parentes):

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

Human perspektivet er ikke formålet med NOVANA-programmet, men for metaller i fødevarer findes der en bekendtgørelse, der sætter grænser for indholdet i muslinger og fisk (Fødevoarestyrelsen 2005). Ingen af de relevante grænseværdier var dog overskredet for bly (0,2 og 1,5 mg/kg VV i fiske-muskel hhv. musling) og kviksølv (0,5 mg/kg VV i fisk) i prøver af 50 fisk eller 61 muslingestationer, men 2 fiskelever var over den nationale maksimalgrænse på 0,5 mg Cd kg⁻¹ VV for fiskene fra Nivå Bugt, hvorimod ingen muslinger var over grænsen på 1,0 mg Cd kg⁻¹ VV. Middelværdien for Nivå Bugt var på 0,41 mg Cd kg⁻¹ VV (omregnet fra tabel 14.1).



Figur 14.1 Metalkoncentrationer (mg kg⁻¹ TS) i muslinger (gennemsnit og maksimum af 1 til 5 stationer pr. område med 1-3 replikater pr. station) med linjer, som markerer grænsen for moderat (prikket, klasse I/II), markant (fuldt optrukket, II/III) i SFT's klassificering. Bemærk: Hg er 10 gange lavere end skalaværdien på akse angiver, og Zn er 10 gange højere.

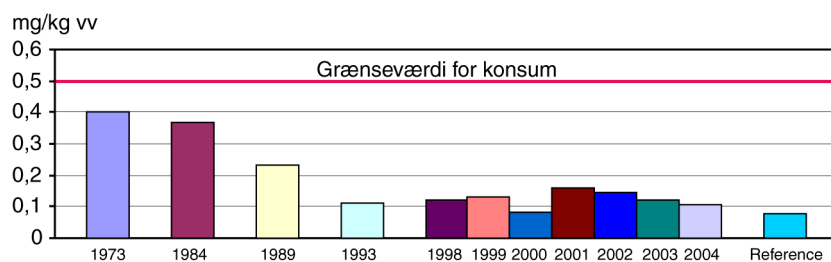
Muslinger

Målingerne af tungmetaller blev foretaget i bløddelene af blåmuslinger, undtagen i Ringkøbing Fjord hvor der kun forekommer sandmuslinger. Der er indsamlet muslinger fra ca. 38 stationer, med 1-3 replikater, i alt 61 prøver.

Områderne er kraftigt aggregeret, således at østjyske fjorde dækker Århus Bugt (ydermolen), Vejle, Horsens og Flensborg fjorde og Vadehavet alle 5 vadehavsstationer. Individuelle data er tilgængelige i amtsrapporter eller via <http://m-fdc.dmu.dk/'MADS på nettet'>.

Figur 14.1 viser resultaterne for udvalgte metaller i de forskellige områder med angivelse af SFT's grænse for skift mellem tilstandsklasse I-II (angivet ved stiplede linier). Kun for Pb findes ingen resultater over klasse I, for de øvrige metaller findes middelværdierne for områderne i klasse I, for Cu dog op til klasse III. For Ni, Hg og Cu findes endvidere 1, 2 hhv. 3 prøver i klasse III. Begge Ni og 2 af Cu resultaterne er dog i sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord. Undersøgelser i Odense Fjord af både sand- og blåmuslinger fra samme station har vist, at sandmuslinger indeholder 2-3x mere Ni og Cu end blåmuslinger. Niveaue for Ni og Cd er højere i Ringkøbing Fjord end for sandmuslingerne i Odense Fjord. Det generelle billede er, at Vadehavet og Øresund har de højeste koncentrationer af skadelige stoffer, hvorimod Limfjorden har de højeste Cu- og Zn-niveauer, Cu-niveaue i Kaas og Nissum bredninger og Zn fra Nibe Bredning til Langerak.

Sammenholdt med baggrundskoncentrationerne (BC), fastsat af OSPAR i 1996/2004, ligger 5% percentilen af resultaterne i muslingerne under denne for alle metaller, for Pb og Zn sågar under 25 hhv. 75% percentilen. I Sverige har man anvendt et større datamateriale og fastlagt svenske kriterier ud fra 5% percentilen som 'S-BC'. Der er ikke defineret en S-BC for Ni, men for Zn er den højeste målte værdi på niveau med S-BC, for Cd og Pb ca. 3,5x over og for Cu og Hg ca. 10x over S-BC-niveaue.



Figur 14.2 Tidlig udvikling af kviksølvkoncentrationer i muskel af skrubber ved København (figur fra amtsrapporten for Øresund 2004). Bemærk at stationerne før 1998 ikke er helt sammenfaldende med NOVA/NOVANA-stationerne.

Fisk

Fiskeprogrammet er ændret i forhold til NOVA således, at de 3 stationer i Øresund er reduceret til 1, og en ny station i Østersøen er oprettet i stedet for. Stationen i Nivå Bugt blev i NOVA analyseret for metaller, men er nedlagt i NOVANA.

Der er indsamlet skrubber på to stationer i Øresund, samt i Vadehavet, Storebælt og Østersøen. Det lykkedes ikke i 2004 at få skrubber fra Nordsøen, så prøverne fra Nivå Bugt er analyseret i stedet for. Resultaterne fremgår af Tabel 14.1. Ni og Pb er stort set under detektionsgrænsen på $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ i alle prøver og er derfor ikke medtaget i tabellen. Udviklingen af Hg i skrubbe ved København er vist i Figur 14.2.

Tabel 14.1 Fiskestationer, koncentrationer af metaller i lever og for Hg i muskel (middel \pm S.D). Der er målt i skrubber, med 10 fisk pr. station. Enhed: mg kg^{-1} TS.

Område	Zn	Cu	Cd	Hg	Hg muskel
Øresund					
- Nivå Bugt	139 \pm 16	59 \pm 13	1,02 \pm 0,62*	0,51 \pm 0,16	0,76 \pm 0,12
- Vedbæk	202 \pm 24	42 \pm 6	0,69 \pm 0,15	0,21 \pm 0,02	0,57 \pm 0,07
Storebælt	179 \pm 20	32 \pm 8	0,46 \pm 0,12	0,13 \pm 0,03	0,46 \pm 0,10
Vadehavet	130 \pm 9	32 \pm 3	0,20 \pm 0,08	0,17 \pm 0,02	0,38 \pm 0,04
Østersøen	203 \pm 8	78 \pm 8	0,21 \pm 0,08	0,13 \pm 0,01	0,48 \pm 0,05

Bemærkninger til resultaterne: *:0,41 \pm 0,16 efter udelukkelse af en outlier med 6,4 mg Cd kg^{-1} TS.

Sammenfatning

- Generelt er de danske farvande ubetydeligt til moderat forurenede med tungmetaller
- Blåmuslinger er moderat forurenede med Hg i Vadehavet, Hg og Cd i Øresund samt med Cu i alle områder for de mest forurenende prøver
- Blåmuslinger i Øresund har højeste niveau mht. Pb og Cd, i Vadehavet mht. Hg og Ni
- Sandmuslinger i Ringkøbing Fjord har højeste indhold i muslinger af Ni og Cu og middel for Pb
- Cu er angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse af en del amter; Hg, Cd og Zn er i få tilfælde angivet som hindring
- Hg i muskler fra fisk fanget ved København er faldet markant fra 70'erne til i dag.

15 Miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk

De miljøfremmede stoffer, som indgår i NOVANA, er udvalgt på baggrund af en viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse forbindelser kan derved påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde deres overlevelse. Mange af stofferne er sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter.

I muslinger og fisk blev der analyseret for de forbudte organoklorforbindelser PCB (20 stk., inkl. de 7 der indgår i Σ PCB₇) samt pesticiderne DDT (5 stk.), HCH (3 stk.), HCB og chlordan (transnachlor). I muslinger analyseres desuden for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT, 4 stk.), bromerede flammehæmmere (BDE, 9 stk.) samt tjærestoffer (PAH, 28 inkl. 16 stk. US-EPA standard), som kommer fra forbrænding og oliespild. De bromerede flammehæmmere er nye i forhold til NOVA programmet.

Programmet er baseret på de internationale forpligtelser i henhold til EU, OSPAR og HELCOM. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (Kapitel 14).

Vurdering af resultater

Miljøfremmede stoffer i biota vurderes i denne rapport primært i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EACs), udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OSPAR 1998). Som omtalt for metaller, er der i OSPAR arbejdet på at revurdere disse, og definere et nyt sæt "Environmental Assessment Criteria", men der er endnu ikke enighed om denne nye type værdier.

EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse (EAC^{Høj}) er fastlagt, således at der er en risiko for, at langtidspåvirkninger kan medføre effekter på de mest følsomme arter i økosystemet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger i intervallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, mens der sandsynligvis ikke vil opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse (EAC^{Lav}).

I fødevarer bekendtgørelsen (Fødevarerstyrelsen 2005) findes kun en relevant grænseværdi for PAH'en benzo(a)pyren (2 µg/kg VV i muslinger). Denne er overskredet i halvdelen af prøverne og svarer til middelværdien i NOVANA-programmet, hvor resultaterne ligger mellem 1,0 og 3,3 µg/kg VV. For de øvrige grænseværdier måles dioxin ikke i 2004, og PAH måles ikke i fisk.

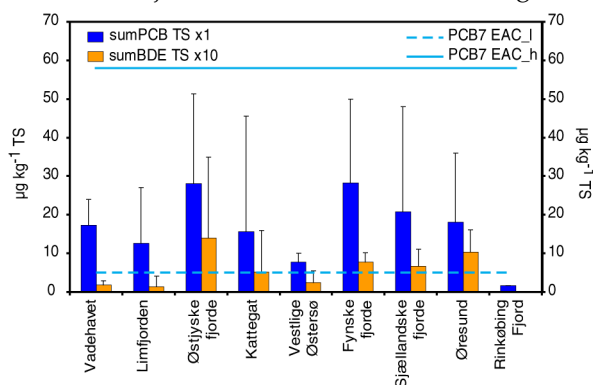
Koncentrationer i muslinger

Koncentrationerne fundet i muslinger i forskellige kystnære områder er vist i figur 15.1 og 15.3. Bemærk at resultaterne er angivet på basis af tørstof. De bromerede flammehæmmere (BDE) var i 75% af prøverne over detektionsgrænsen, og i 30% var resultaterne 10 gange over detektionsgrænsen. De højeste værdier var i østjyske fjorde (Vejle Fjord) og Øresund. BDE 47 (2,2',4,5'-TeBDE) var mest fremherskende med 48 fund, fulgt af BDE 99, BDE 49 og BDE 100 med hhv. 20, 16 og 9 fund. Christensen & Platz (2001) fandt summen af BDE i muslinger til 0,6-5,8 µg kg⁻¹ TS i 15 prøver, med en medianværdi på 1,0 µg kg⁻¹ TS. Dette er noget højere end de 0,5 med maksimalværdi på 3,5 µg kg⁻¹ TS, der fandtes i NOVANA. Generelt er koncentrationen af de målte BDE-stoffer mere end en faktor 10 lavere end for Σ PCB₇ (figur 15.1).

For Σ PCB₇ var EAC^{Lav} på 5 µg kg TS overskredet i de fleste områder (92% af prøverne), hvilket betyder, at der i disse områder ikke kan udelukkes effekter i miljøet pga. PCB. De højeste koncentrationer af Σ PCB₇ på ca. 50 µg kg⁻¹ TS er fundet i fjorde, lige under EAC^{Høj} på 58 (OSPAR 1998).

Udover PCB og BDE måles der i NOVANA på chlorerede pesticider, lindan (Σ -HCH) og DDT med nedbrydningsprodukter. For DDE, det første trin i nedbrydningen af DDT, findes 23% af prøverne over EAC^{Lav} og for summen af DDT'ere og HCH'ere findes ingen værdier over SFT grænserne på hhv. 2 og 0,5 µg kg⁻¹ vådvægt, dvs. de danske farvande klassificeres som ubetydeligt til moderat forurenede (SFT 1997). HCB og transnachlor var under detektionsgrænsen på 0,1 µg kg⁻¹ VV i samtlige prøver.

For TBT var EAC^{Høj} = 4,1 µg Sn kg⁻¹ TS overskredet i samtlige områder, og de laveste værdier blev fundet i Limfjorden. Dvs. der er en væsentlig risiko



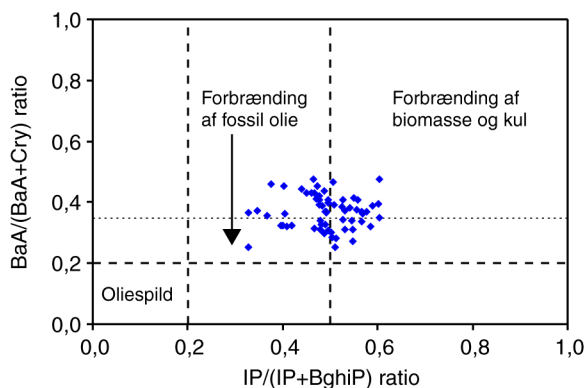
Figur 15.1 Koncentrationer (µg kg⁻¹ TS) af Σ PCB₇ og Σ BDE i muslinger (middel + maks.) sammenholdt med EAC^{Lav} (L) og EAC^{Høj} (H) for Σ PCB₇. Bemærk skalering på 10 for BDE.

for, at der vil forekomme effekter i alle de undersøgte områder på grund af forhøjede koncentrationer af TBT. De højeste koncentrationer af TBT ($50-84 \mu\text{g Sn kg}^{-1}$ TS) blev fundet i Randers Fjord og fynske fjorde. Disse områder kan karakteriseres ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter. Generelt er TBT dog faldet i forhold til 2003 – i nogle områder med op til en faktor 10. Om dette skyldes forbuddet mod anvendelse af TBT i bundmalinger generelt bliver spændende at se fremover.

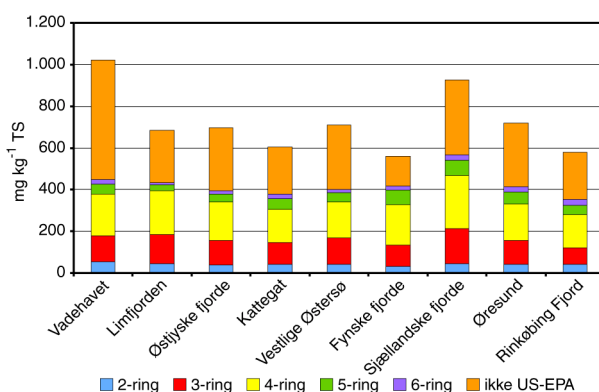
PAH i det marine miljø

Antropogen PAH-belastning i havmiljøet kommer fra forbrændingsprodukter fra hhv. biomasse/kul og fossile olier samt oliespild. PAH fra disse kilder kan enten nå havet via luften eller ved direkte udledninger, fx ved oliespild. De indbyrdes forhold mellem forskellige PAH-forbindelser kan bidrage til en vurdering af kilderne. PAH-ratioer for danske muslinger, beregnet som i amerikanske undersøgelser (Ross & Oros 2004, Oros & Ross 2005), tyder på, at forbrænding af biomasse/kul og fossile olier er de primære kilder til PAH i de danske farvande i 2004 (figur 15.2).

Sammenholdes procentdelen af methylerede PAH'er med summen af alle PAH, udgør den typisk 40% af indholdet ($36 \pm 8\%$), når der ses bort fra 2 værdier over 60% ved Halen i Vadehavet med kendt oliespild. Der er i alt 28 PAH'er i NOVANA-pakken, heraf indgår de 9 methylerede PAH'er samt Benz(a)fluoren og dibenzothiophen (3 ringe); benz(e)pyren og Perylen (5 ringe) ikke i den sum af 16 PAH, som US-EPA foreskriver. Chrysen/triphenylen måles som sum i NOVANA. Figur 15.3 viser fordelingen mellem de forskellige grupper, hvor ikke US-EPA forbindelser er taget ud for sig. De methylerede udgør 68-96% af 'ikke US-EPA' delen.



Figur 15.2 PAH-ratioerne indeno[1,2,3] pyren/(IP+ benzo[g,h,i]perylen og benzo[a]antracen/(BaA+crysen) indikerer, at de primære kilder til PAH i blåmuslinger i de kystnære danske områder er forbrænding af biomasse/kul og fossile olier. Linierne angiver skillelinien mellem de forskellige kilder for to eksempler på PAH ratioer.



Figur 15.3 Koncentrationen af forskellige PAH'er (US-EPA 16) i muslinger, opdelt på antallet af ringe i forbindelsen. Ikke US-EPA er de øvrige PAH'er, der indgår i NOVANA-pakken udover US-EPA 16 (se tekst for detaljer).

For antracen, der er den eneste PAH med et EAC-kriterium, er koncentrationen i muslinger i 17% af tilfældene over grænsen for EAC^{Lav}.

Koncentrationer i fisk

Der er ikke defineret kriterier som vurderingsgrundlag for miljøfarlige stoffer i lever fra fladfisk. Resultater og fedtprocent er angivet i tabel 15.1. Generelt er værdierne faldet i forhold til tidligere år. Østersø-stationen er med for første gang i 2004.

Tabel 15.1 Fiskestationer, koncentrationer af PCB og chlorerede pesticider i skrubbelever (middel \pm S.D af 10 fisk pr. station). Enhed: $\mu\text{g kg}^{-1}$ VV. Fedtprocent også angivet.

Område	Σ PCB7	Σ DDT	Σ HCH	Fedt, %
Øresund*	153 \pm 32	15 \pm 3	1,3 \pm 0,3	11,2 \pm 2,7
Storebælt	18 \pm 3	9 \pm 1	1,4 \pm 0,3	9,1 \pm 0,9
Vadehavet	30 \pm 3	8 \pm 1	0,9 \pm 0,3	12,3 \pm 1,6
Østersøen	24 \pm 4	16 \pm 3	3,0 \pm 0,6	13,5 \pm 17

* Kun data fra København. 83% af Hexachlorbenzen målingerne over detektionsgrænsen, median og maks.værdi 1,1 hhv. 6,7 mg kg^{-1} VV; 38% af Transnonachlor over detektionsgrænsen, maks. 1,7 mg kg^{-1} VV.

Sammenfatning

En række miljøfremmede stoffer forekommer i forholdsvis høje koncentrationer i det danske havmiljø.

- Selvom koncentrationen er lavere end i 2003, udgør TBT stadig en væsentlig risiko for alvorlige effekter i økosystemet.
- Af de undersøgte organoklorforbindelser synes kun koncentrationerne af PCB i muslinger at være på et niveau, hvor effekter i miljøet ikke kan udelukkes.
- Mht. PAH tyder koncentrationen i muslinger på, at antracen i visse områder kan medføre effekter.

Amterne har vurderet, at i ingen områder er den miljømæssige målsætning opfyldt pga. forureningen med miljøfremmede stoffer. Fortrinsvis pga. forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også pga. PAH og organoklorforbindelser.

16 Biologiske effekter i ålekvabbe og muslinger

Med NOVANA undersøges der – som noget nyt – for biologiske effekter af miljøfarlige stoffer i fisk og muslinger i forskellige kystnære områder. Effekterne er dog ikke umiddelbart stofspecifikke i modsætning til tidligere års overvågning af TBT-effekter i havsnegle. De skal derimod betragtes som nogle mere generelle markører for den samlede påvirkning af miljøfarlige stoffer – men en eventuel indflydelse af andre ydre stressfaktorer bør også inddrages, når signifikante data tolkes.

Undersøgelser af ålekvabbens yngel

Ålekvabben er en velegnet bioindikator, da den anses som en stationær fisk, udbredt i danske kystnære områder og kan let indsamles. Yderligere er den levendefødende, hvor drægtige hunner bærer op til 200 unger i et kuld. Hermed kan eventuelle effekter på dens reproduktion, herunder forekomst af fejludviklet yngel, let undersøges. De voksne ålekvabber undersøges herudover også for forskellige fysiologiske parametre så som længde, lever- og gonade-somatisk indeks etc.

I mindre forurenede områder af Østersøen er forekomsten af misdannet yngel generelt lav, idet kun 0–2% af kuldene har en øget forekomst (> 5%) af type B-G (Strand et al. 2004).

I Vejle, Randers, Roskilde og Karrebæk fjerne blev der i 2004 fundet > 5% misdannelser i hhv. 13, 11, 9, 8 og 6% af kuldene (figur 16.1, tabel 16.1), hvilket tyder på en mindre påvirkning på ynglens udvikling i disse områder. I 2002 blev der fundet endnu højere forekomster (53, 50 og 33%) af kuld med > 5% misdannet yngel ved hhv. Frederiksværk, Seden Strand og Nakskov (Strand et al. 2004). Ingen af disse områder er dog blevet undersøgt i 2004.

Tabel 16.1 Klassificering af fejludviklet fiskeyngel.

Type	Beskrivelse
0	Dødt embryo (< 10 mm)
A	Dødt yngel uden misdannelser (>10 mm)
B	Misdannelser i blommesæk eller indvolde
C	“Knæk” på rygrad eller hale
D	Spiralformet rygrad
E	Defekt på øjne eller helt manglende øjne
F	Misdannelser i hovedet
G	Sammenvokset eller siamesisk yngel
H	Andre abnormiteter fx kalcificeret yngel
I	Signifikant mindre yngel, “dværgvækst”



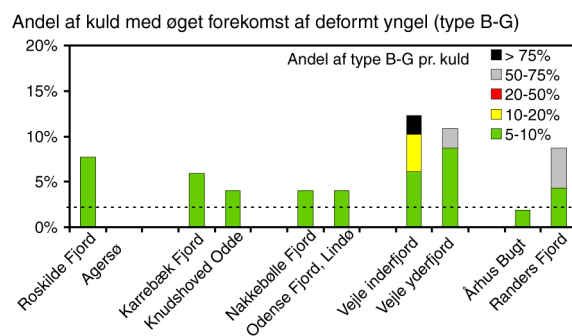
Type D



Type F



Type G



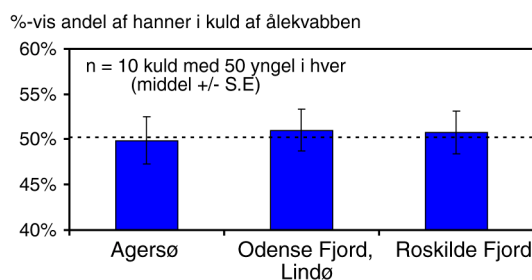
Figur 16.1 Andel af kuld med en øget forekomst (> 5%) af misdannet yngel type B-G. Den stiplede linie angiver estimeret baggrunds niveau på baggrund af nordiske undersøgelser.

Derudover blev der i 2002 fundet forholdsvis meget dødt yngel uden misdannelser (type A), bl.a. i Århus Bugt, hvilket kan skyldes det udbredte ilt-svind dette år (Strand et al. 2004).

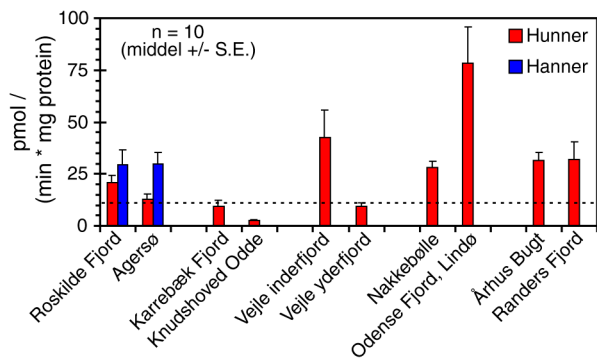
Supplerende undersøgelser af yngel fra tre områder viste en ligelig kønsfordeling (figur 16.2). En skæv kønsratio kan ellers ses som tegn på en kraftig påvirkning af hormonforstyrrende stoffer. Svenske undersøgelser har tidligere vist, at skæve kønsfordelinger med op til 61% hanner blandt ynglen kan forekomme i forurenede områder af Østersøen (Larsson & Förlin 2002).

Aktivitet af afgiftningenszymer

I lever af ålekvabbe måles derudover for cP450-medieret enzymaktivitet (vha. EROD assay). En øget aktivitet vil tyde på, at fiskens metaboliske afgiftningssystem er trådt i kraft pga. påvirkning af organiske miljøfarlige stoffer, primært PAH. Naturlige fysiologiske faktorer bør dog også tages med i betragtning – fx er aktiviteten generelt højere i hanner end i hunner. Undersøgelserne viste de højeste EROD aktiviteter i Odense Fjord og Vejle inderfjord (figur 16.3).



Figur 16.2 Kønsfordeling hos yngel af ålekvabbe. Den stiplede linie angiver ligelig kønsfordeling.



Figur 16.3 EROD-aktivitet i lever af ålekvabbe. Den stiplede linie angiver foreløbig skønnet referencetilstand.

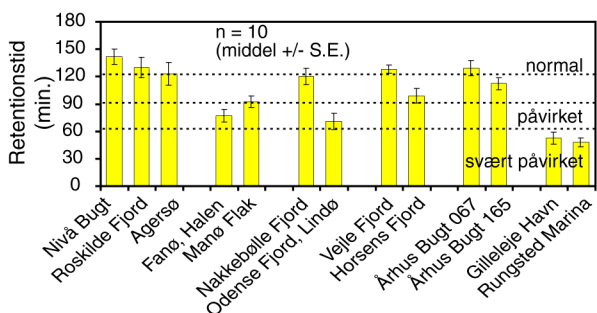
Undersøgelser af muslinger

Som et udtryk for blåmuslingers sundhedstilstand er den lysosomale stabilitet undersøgt ved at måle tiden for destabilisering af membraner (neutral red retention) på celler i hæmolymfen. Den lysosomale stabilitet kan anvendes som en følsom, men generel, markør for stress forårsaget af miljøfarlige stoffer så som PAH, tungmetaller og TBT. Ved de fleste stationer synes muslinger ikke at være væsentligt påvirket. Signifikant lave retentionstider (60-90 min.) forekom kun i muslinger i Odense Fjord samt overraskende nok også i Vadehavet (ved Fanø og Manø), som dog kan skyldes fejl under transporten. Til sammenligning blev svært påvirkede muslinger fundet i Gilleleje og Rungsted Havn (figur 16.4).

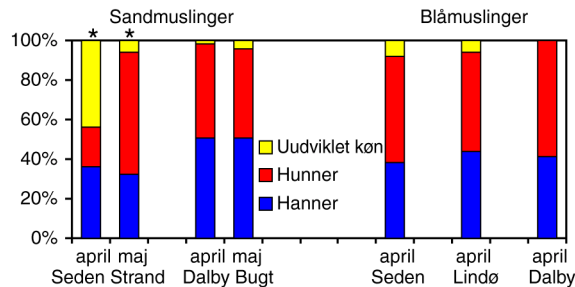
Som pilotprojekt er gonadeudvikling og kønsfordeling også blevet undersøgt hos muslinger i Odense Fjord som mulige tegn på effekter af hormonforstyrrende stoffer. Bl.a. canadiske undersøgelser har tidligere vist, at forsinket gonadeudvikling og skæv kønsratio kan forekomme hos muslinger i forurenede områder (Gagné et al. 2003).

Ved Seden Strand i den indre del af Odense Fjord forekom der hos sandmuslinger både forsinket gonadeudvikling og en overrepræsentation af hunner (figur 16.5).

Hos blåmuslinger blev gonaderne ligeledes senere udviklet ved Seden Strand. Derimod blev ingen forskelle i kønsfordelinger observeret hos blåmuslinger (figur 16.5 og 16.6).



Figur 16.4 Lysosomal stabilitet i blåmuslinger.

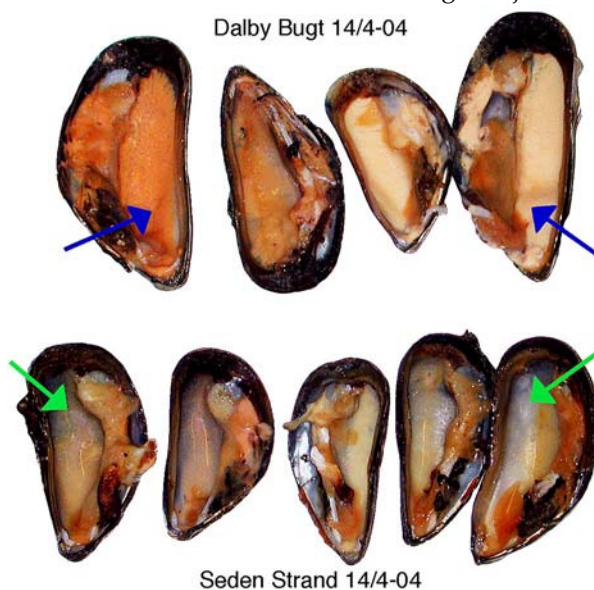


Figur 16.5 Kønsfordeling og -udvikling hos sand- og blåmuslinger fra Odense Fjord (n = 60-80 pr. station). * = signifikant (p < 0,05).

Ud over miljøfarlige stoffer kan en forsinket gonadeudvikling også skyldes andre fysiske forhold. Fyns Amts CTD-data fra vinter- og forårsmånederne afslører dog ikke væsentlige forskelle i ilt og fluorescens i vandet (0,5-1 m's dybde) mellem stationerne. Derimod var temperaturen i marts til maj generelt 2-4° C højere ved Seden Strand, men dette burde fremme og ikke hæmme udviklingen af gonade. En lavere salinitet på 8-12‰ ved Seden Strand sammenlignet med 15-22‰ ved Lindø og Fyns Hoved burde heller ikke have betydning for den sene kønsmodning ved Seden Strand. Dette underbygger, at miljøfarlige stoffer kan være årsag til de observerede effekter.

Konklusion

Der er fundet tegn på, at fisk og muslinger i visse kystnære områder er påvirket af miljøfarlige stoffer i form af øget aktivitet af afgiftningenszymer, reduceret lysosomal stabilitet og effekter på reproduktion og kønsudvikling. Effektundersøgelser indgår i NOVANA i de kommende år, hvilket vil være med til at belyse, om effekterne er vedvarende i de overvågede fjorde.



Figur 16.6 Også hos blåmuslinger er der tydelige tegn på forsinket gonadeudvikling ved Seden Strand (nederst, grønne pile i forhold til blå pile ved Dalby Bugt (øverst)).

Del 3 – Tematisk rapportering

Siden 2001 har den årlige vurdering af miljø- og naturforholdene i de danske farvande indeholdt korte tematiske kapitler. Den tematiske rapportering har gjort det muligt at analysere data og problemstillinger grundigere.

I år omfatter den tematiske rapportering følgende tre temaer:

- Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande
- Fisk i Limfjorden – en saga blot? og
- Transport- og blandingsprocesser i de indre danske farvande.

I NOVANA-programmet er der lagt mere fokus på naturkvalitet end i tidligere programmer, hvor hovedvægten var på forurenende stoffer og deres virkning i vandmiljøet. De to første temaer udspringer af denne øgede fokusering på naturkvalitet.

Biodiversitet er et dominerende element i den globale debat om status og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Menneskelige aktiviteter påvirkning af miljø og natur medfører oftest en nedgang i biodiversitet, et skift i artssammensætning og funktion af økosystemerne og evt. udryddelse af arter i de påvirkede områder. Det første tema er derfor et forsøg på at vise, hvordan status og udvikling i biodiversitet i danske farvande kan analyseres og beskrives ved hjælp af overvågningsdata på bundfauna.

Det andet tema gør status over tilstand og udvikling i fiskebestanden i Limfjorden, hvor fiskeriet er gået meget tilbage gennem de sidste 50 år. Årsagerne til denne udvikling analyseres og diskuteres. Temaet er skrevet af Lone Mouritsen og Kathrine Richardson fra Århus Universitet i samarbejde med Svend Bråten fra Nordjyllands Amt og Erik Hoffmann fra Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU har fulgt fiskebestandene i Limfjorden gennem en lang årrække.

Det tredje tema analyserer og beskriver hydrografen med særligt fokus på opblandingsforholdene i de indre farvande på basis af erfaringer med 3D-modeller, der er sat op til brug i NOVANA-programmet. For at kunne vægte de forskellige forureningskilder mod hinanden og analysere, hvor det bedst kan betale sig at sætte ind, og hvilke virkninger man kan forvente at opnå, er det nødvendigt ikke blot at kende disse kilder og deres størrelse, men også hvordan disse kilder transporteres rundt og blandes i vandmiljøet. Redskaber til sådanne analyser har hidtil været mangelfulde. Med dette temaafsnit initieres en systematisk opbygning af viden på området.

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

17 Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande

Af Jørgen L. S. Hansen og Alf B. Josefson

Introduktion

Sedimentet i de danske farvande rummer generelt et mangfoldigt samfund af hvirvelløse dyr, der er domineret af dyregrupperne børsteorme, bløddyr, pighuder og krebsdyr. Sedimentbunden i området udgør imidlertid ikke noget homogent miljø, men består af vidt forskellige habitater med hensyn til fysiske og kemiske forhold i både vand og sediment. Denne variation spænder over flere rumlige skalaer. I storskala betinger placeringen mellem Østersøen og Nordsøen/Nordatlanten, at der går en gradient i salinitet og temperatur igennem farvandene, som sætter randbetingelser for hydrografien i lokal skala. I mindre skala (km-skala) er miljøet også heterogent med gradienter i dybde, salinitet, temperatur, strømforhold, iltindhold, sedimentets sammensætning og redox-forhold. Endeligt er der helt ned i cm-skala heterogenitet i sedimentet, blandt andet som følge af aktiviteten fra bundfaunaen. Lige siden begyndelsen af det forrige århundrede, hvor C.G.J. Petersen foretog den første egentlige monitoring af bundfaunaen i de danske farvande, har det været kendt, at bundfaunaen grupperede sig i mere eller mindre veldefinerede samfund i forhold til de fysiske forhold i habitatet eller områdets typologi. Disse samfund, hver især opkaldt efter de dominerende arter, blev dengang knyttet til forhold som vanddybde, salinitet og sediment.

Med analyser af similaritet kan man beskrive, hvor forskellige samfundene er og hvor meget de ændrer sig i tid. Men i og med at det er forskellige samfund, kan man ikke direkte sammenligne bundfaunaen på tværs af områder med forskellig typologi. Bundfaunasamfund kan imidlertid beskrives med en enkelt variabel i form af et indeks for artsdiversitet eller artsrigdom, som således kan sammenlignes på tværs af de forskellige typologier. Niveauet for artsdiversitet vil naturligvis variere mellem typologier. Typologien kan betragtes som områdernes naturlige rammebetingelse for artsdiversitet og artsrigdom. Da diversiteten er under indflydelse af samtlige biologiske og ikke biologiske interaktioner i et område, kan det være vidt forskellige processer, som styrer de tidlige variationer fra det ene område til det andet. Fordelen ved at anvende et mål for diversiteten er, at dette mål for alle typologier anses for at afspejle, hvor forstyrrede forholdene er.

I bestræbelserne på at bevare biodiversiteten generelt, således som Danmark har forpligtiget sig til i

internationale konventioner, er det afgørende at kende både de naturlige rammer for naturens mangfoldighed og de mekanismer, der driver tidsmæssige forandringer i den. For at kunne iværksætte virksomme foranstaltninger for at bevare diversiteten er det endvidere specielt vigtigt at kende de presfaktorer, der hidrører fra menneskelige aktiviteter. Naturlige processer, der regulerer artsdiversiteten, er fx interne processer i økosystemet som predation og konkurrence. Det kan også være tilførslen af planktoniske larver med havstrømme fra andre områder, der er den begrænsende faktor. *Josefson & Hansen (2004)* fandt, at artsrigdommen i kystnære områder var koblet til både salinitet og vandudvekslingen med åbne områder. Hvor relationen til salinitet viser, at der generelt er flere arter i polysaline miljøer, mens koblingen til vandudveksling kan forklares med, at rekruttering sker fra tilstødende åbne områder. Blandt de menneskeskabte presfaktorer har det i andre sammenhænge vist sig, at eutrofiering er den væsentligste for havmiljøet i de danske farvande. Det er usikkert, om der er en direkte effekt af eutrofiering, hvorimod de afledte effekter i form af iltsvind virker negativt ind på diversiteten, hvad enten der er tale om katastrofale hændelser (*Hansen et al. 2003, 2004*) eller mere kortvarige iltsvind (*Ærtebjerg et al. 2004*).

Der er således to grunde til at måle bundfaunaens artsdiversitet eller artsrigdom. Som parameter er den vigtig i sig selv i forbindelse med bevaring af biodiversiteten generelt, og dels er den indikator for mere generelle miljøforhold. Desværre er der ikke nogen entydig måde at måle diversitet på, men derimod findes en umådelig lang række af indeks (se fx *Magurran 2004*), hvoraf de fleste dog korrelerer med Shannon-Wiener indekset (*Gray 2002*). Indeksene er baseret på forskellig vægtning af antal individer og artstal. I de tilfælde hvor artsantallet er vægtet højt, refereres indekset ofte som artsrigdom. I det følgende anvendes kun begrebet diversitet, selvom de fleste af de beregnede indeks vægter antal arter højt. Herudover er diversitetsmål afhængige af hvilken skala, den måles i, og hvilken metodik, der anvendes, hvilket sætter en række krav til metodik, som man må forholde sig til i overvågningsprogrammer.

Dette tema beskriver sammenfattende om mønstre i bundfaunaens diversitet i forskellige rumlige skalaer, hvilke faktorer der regulerer diversiteten, og diskuterer hvorledes diversitetsmål kan anvendes i miljø- og naturovervågning.

Metoder og data

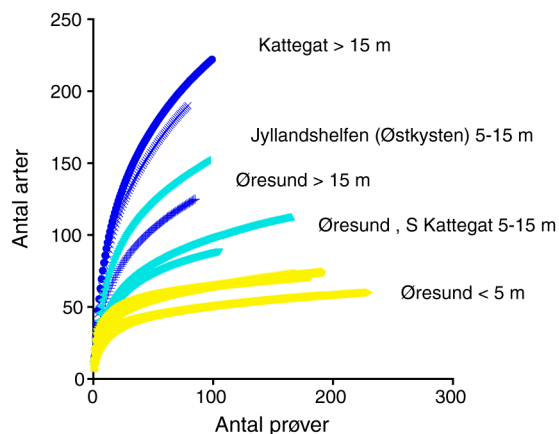
Beregningerne af artsdiversitet og artsrigdom er i hovedsagen baseret på det samlede datamateriale fra NOVA-programmet, samt data fra 2004 i NOVANA. For de åbne områder er der anvendt data fra før NOVA-programmet – i de fleste tilfælde fra perioden 1994-2004. Herudover indgår der data fra iltvindsundersøgelser i 2002-2003, data fra den regionale overvågning, samt data fra en række andre kilder. Med få undtagelser, som vil blive nærmere beskrevet, er alle prøver indsamlet med HAPS. Endelig er der inddraget en række fysiske/kemiske data for sedimentkemi, der ligeledes blev indsamlet under NOVA.

Resultater og diskussion

Måling af alfa-, beta- og gamma-diversitet

Mål for artsdiversitet eller artsrigdom er stærkt afhængige af hvilken rumlig skala, man anvender. Diversitet i den lille skala (fx cm- eller m-skala) kaldes ofte "alfa-diversitet". Den nedre rumlige grænse er størrelsen af den enkelte prøve (fx en HAPS-prøve), og det vil typisk være denne skala, som begrebet "alfa-diversitet" refererer til. Diversitet i en storskala, mange km, benævnes som regel "gamma-diversitet", og "beta-diversitet" bliver almindeligvis defineret som forskellen mellem den lokale diversitet og diversiteten i næste større skala (m- til km-skala), dvs. graden hvormed det større område er rigere på arter end det lokale område. Beta-diversiteten er relateret til begrebet "species turnover" mellem prøver, der beskriver, hvor forskellige prøver er. I nærværende arbejde anvendes beta-diversitet om en rumlig skala, der er dækket af prøver taget på samme punktstation eller stationsnet (BF-områder). Begrebet "gamma-diversitet" anvendes her om diversitet i mere end 100 prøver i en skala, der dækker et havområde, fx det polyhaline område i Kattegat. Prøveteknik set vil alfa-diversiteten være afhængig af prøvearealet, dvs. redskabet. Beta-diversitet og gamma-diversitet vil afhænge af prøveantallet, den geografiske udbredelse af området, og hvor godt prøverne repræsenterer variationen inden for det geografiske område. I de indre danske farvande vil det specielt være spændet i saltholdigheder og mængden af forskellige vandmasser, der er afgørende for diversiteten i storskala (gamma-diversitet).

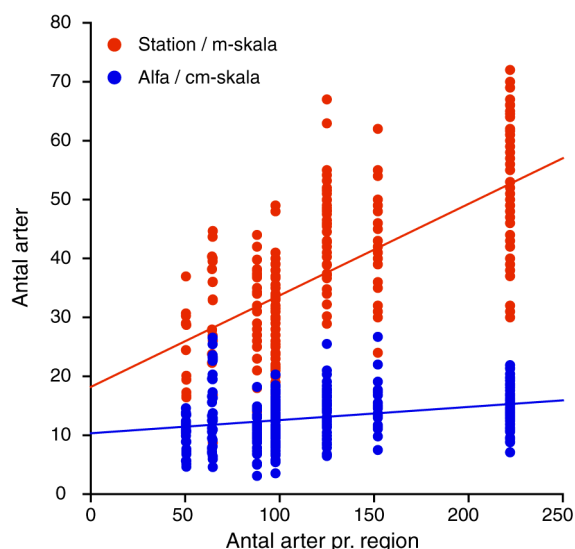
Når artsdiversiteten varierer mellem forskellige områder, så følger alfa- og gamma-diversitet sjældent samme variationsmønster. "Species-area"-kurver, som udtrykker ændringer i antal arter med øget antal prøver (HAPS), er vist for forskellige områder med forskellig gamma-diversitet langs et transekt fra Drogden i Øresund til nord for Læsø i Kattegat (figur 17.1). Figuren viser, hvor store forskelle der er i gamma-diversitet mellem de for-



Figur 17.1 Randomiserede art-prøve plots fra forskellige regioner langs et transekt fra Øresund til det nordlige Kattegat. Regionerne er bestemt af saltholdighed og geografisk beliggenhed.

skellige områder (det mætningsniveau som kurven tilnærmer sig). Den laveste diversitet forekommer på det lave vand (< 5 m) i den mesohaline zone i Øresund (gult), hvor maksimal (gamma-)diversitet på 50-60 arter opnås allerede efter 50-100 prøver.

Højest diversitet forekommer på dybder > 15 m i det polyhaline område i Kattegat (mørkeblå), hvor antallet af arter ved 100 prøver (225) synes langt fra det totale antal (det sande gamma) arter i regionen. Til gengæld er der ikke så stor forskel på "alfa-diversitet" (kurvens initiale hældning) i områderne. Dette betyder, at regional diversitet kun har ringe indflydelse på diversiteten i cm-skala, dvs. den enkelte prøve.



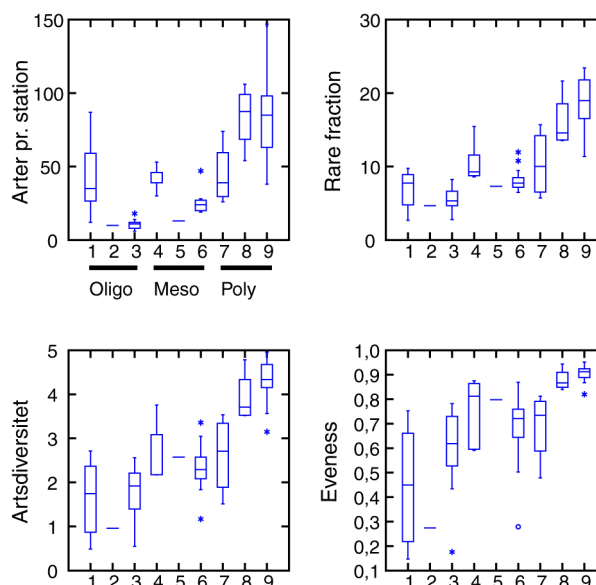
Figur 17.2 Plots af alfa-diversitet (blå farve) og beta-diversitet mod antal af arter i hver region (gamma). Beta stiger markant med øget antal af arter i respektive region.

De forskellige mål for lokal diversitet, alfa og beta, viser forskellige ting og er relateret til gamma-diversiteten på forskellig måde, hvilket fremgår af figur 17.2. Mens beta øges stærkt med stigende gamma-diversitet, så er forøgelsen af alfa beskednen.

Den stærke positive relation mellem beta-diversitet og den regionale diversitet udtrykker en "regional-lokal" relation og viser betydningen af regionale faktorer for den lokale diversitet. En sådan regional faktor er sandsynligvis spredning af enten larver eller tidlige bentiske stadier.

Storskala mønstre i artsdiversiteten

De storskala fysiske og kemiske gradienter, der er i de danske farvande, skaber en række forskellige habitater med forskellig biodiversitet, som kan grupperes i forskellige typologier. Implementering af EU's vandrammedirektiv (VRD) kræver netop, at miljøet overvåges i adskilte og mere eller mindre veldefinerede typologier. Ændringer inden for hver typologi bliver evalueret mod en referencetilstand, der er karakteristisk for typologien. Bundfaunaen er et kvalitetselement i VRD, og dens diversitet er en måleparameter. I det følgende vil vi beskrive hvilke niveauer, der er karakteristiske for de enkelte typologier, således som de er defineret for det baltiske område af Schernewski & Wielgat (2004). Dette er den mest simple typologi og opererer med 9 forskellige typologier (tabel 17.1). I figur 17.3 er niveauerne for diversitet vist for disse 9 typologier. Der er beregnet fire forskellige mål for diversitet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hele den baltiske region inkl. de danske NOVA-data. Alle fire diversitetsmål (antal af arter (S), forventet antal arter i 50 individer (ES(50)), Shannon-Wieners H med basen log 2 (HLOG2) og (V1LAMBDA) = 1 - Wilks Lambda) er et mål for jævnhed mellem arternes forekomst og viser lignende fordeling mellem typologier. Den højeste diversitet findes i de velventilerede åbne polyhaline områder (8 og 9), mens den laveste diversitet findes i de oligohaline typologier inde i Østersøen (1, 2 og 3). Det er værd at bemærke, at diversiteten er



Figur 17.3 Box whiskers plot af artsdiversitet i det baltiske område indenfor de forskellige typologier ifølge Schernewski & Wielgat (2004). Diversiteten er angivet for hver typologi udtrykt som arter pr. station (øverst tv.), forventet antal arter i 50 individer (øverst th.), Shannon-Wieners diversitetsindeks (log 2, nederst tv.) og evenness udtrykt som 1 - Wilks Lambda (nederst th.)

lavere i de lukkede end i de åbne polyhaline områder. Dette kan vel være et resultat af begrænset spredning fra en arts-pool i de åbne områder (Josefson & Hansen 2004).

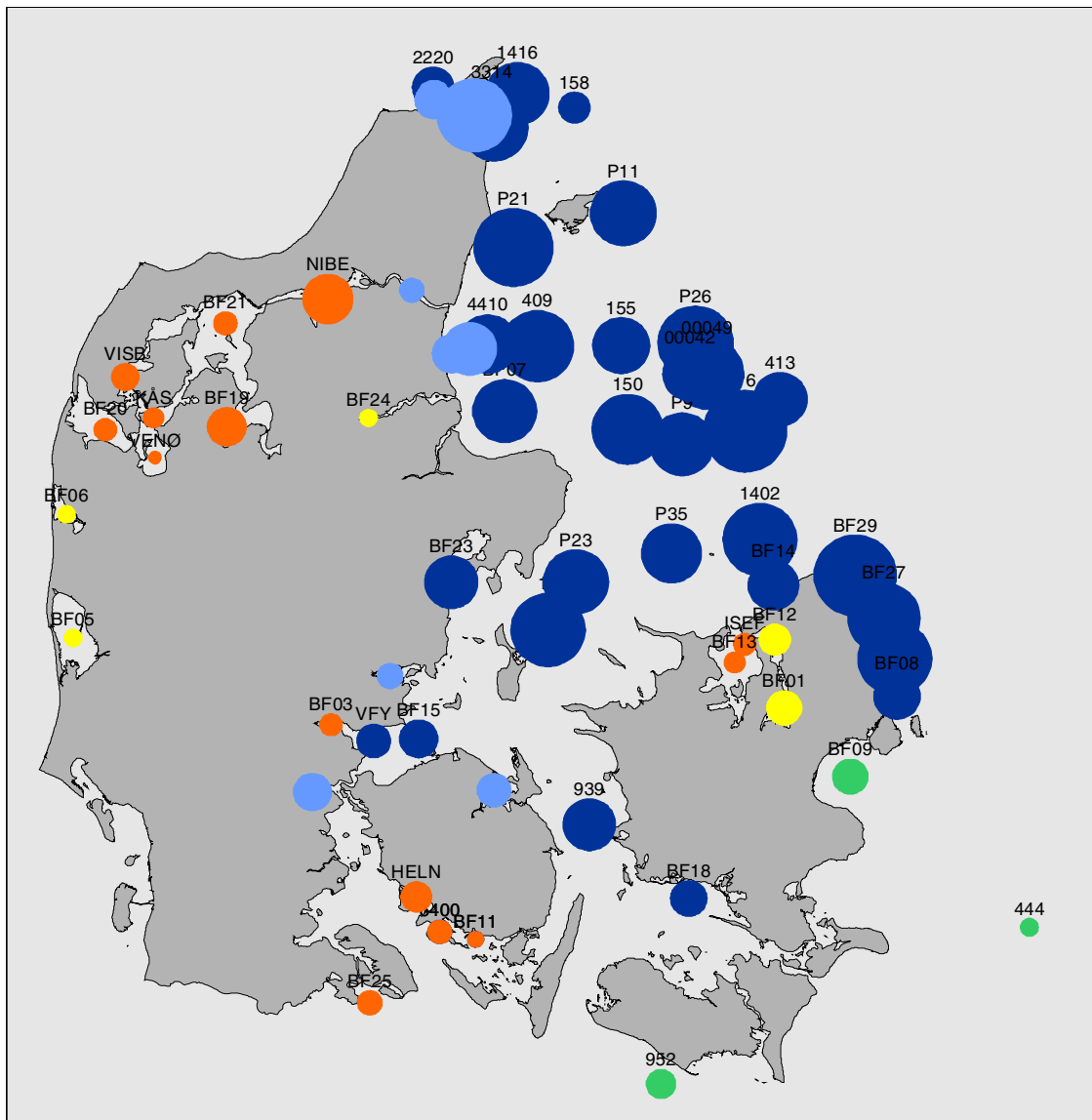
Ser man specifikt på de danske farvande (figur 17.4), så stammer langt de fleste data fra de polyhaline typologier – specielt typologi 9 – og ganske få fra den mesohaline. I den polyhaline kategori er der flest observationer i kategorien af dybe stationer (mørkeblå). Det er åbenbart, at denne typologi bør tilpasses de faktiske forhold i de indre danske farvande, hvor den mest markante grænse mellem vandmasser ligger på ca. 15 m og ikke 10 m. Endvidere mangler der en typologi for lukkede dybe områder (fx Flensborg Fjord, Ringsgårdsbassinet).

Tabel 17.1 Den baltiske typologi (efter Schernewski & Wielgat 2004).

Typologi	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Salinitet	oligohalin 0,5 - 6			mesohalin > 6 - 18			polyhalin > 18		
Opholdstid	> 30 dage	< 30 dage		> 30 dage	< 30 dage		> 30 dage	< 30 dage	
Dybde	< 10 m	< 10 m	> 10 m	< 10 m	< 10 m	> 10 m	< 10 m	< 10 m	> 10 m

Figur 17.4 viser alfa-diversiteten i de indre danske farvande og fjorde i de enkelte typologier. Mønsteret i diversitet svarer her til mønstret for hele det baltiske område. Diversiteten falder med saliniteten, og når man går fra det åbne ind i fjordene. Et tilsvarende fald af beta-diversiteten fra åbne til lukkede fjorde er tidligere beskrevet (Josefson & Hansen 2004). Her kunne ændringen relateres til graden af vandudveksling målt som saltvandsflux gennem fjordmundingen. Dette mønster var imidlertid kun signifikant for de dyregrupper, der hovedsagelig spreder sig med larvestadier i vandsojlen, og undersøgelsen pegede på betydning af larvespredning fra artsrige åbne områder for at opretholde diversiteten af bunddyr i mere lukkede systemer.

På baggrund af disse mønstre i diversiteten må man konkludere, at alle tre parametre, salinitet, dybde og lukkethed, som indgår i typologien, er relevante. Grænserne bør dog modificeres, når det gælder de indre danske farvande for at kunne beskrive områdernes forskellighed. Med den store mængde bundfaunadata, der efterhånden foreligger, er der en rimelig god baggrund for at beskrive en "nutids"-normal for diversiteten i de enkelte typologier. En historisk referenceværdi kendes i det store og hele ikke, men bør naturligvis kobles til den samme inddeling af typologier, som giver den bedste adskillelse af nutidsdata.



Figur 17.4 Fordeling af alfa-diversitet (Margalefs indeks for artsrigdom) på stationer i åbne og kystnære områder fordelt på typologier. Mørkeblå = åbne polyhaline områder > 10 m; lyseblå = åbne polyhaline områder < 10 m; orange = polyhaline lukkede områder > 10 m; gule = mesohaline lukkede områder < 10 m; grønne = mesohaline åbne områder > 10 m. Størrelsen af punktet er skaleret efter gennemsnitlig artsrigdom i perioden 1994-2004.

Tidslige variationer i bundfaunaens diversitet

Bundfaunaens diversitet ændrer sig fra år til år, ligesom samfundenes sammensætning gør det. Men hvor det kan være svært at identificere årsagen og betydningen af samfundsændringerne, så er ændringer af diversiteten i sig selv et kvalitetsmål. Som tidligere beskrevet i denne rapport, så er der en sammenhæng mellem diversitet og miljøkvalitetsmålet AMBI (se *kapitel 13*). Faldende artsdiversitet er en typisk skade af iltsvind, således som det var tilfældet i både 2002 og 2003 (*Ærtebjerg et al. 2004, Hansen et al. 2003, 2004*). Spørgsmålet er, hvor følsom diversiteten er som parameter, og i hvilken skala effekterne slår igennem. Hvis man betragter BF-områderne, så er alfa-diversiteten (cm-skala) givet ved den enkelte prøve, og beta-diversiteten (m-km skala) forholdet mellem BF-områdets samlede diversitet og diversiteten i den enkelte HAPS-prøve. Dette forhold går fra ca. 2 til 10, men i de fleste tilfælde er forholdet på 5-7. Som tidligere beskrevet, så er dette forhold, beta-diversiteten, afhængig af den regionale (gamma-) diversitet og graden af regional-lokal kontakt (vandudveksling). I overensstemmelse hermed finder man den laveste beta-diversitet i Ringkøbing og Roskilde fjorde, hvor vandudvekslingen med de omgivende åbne områder er ringe. I hovedsagen er der en høj grad af samvariation i diversiteten i cm og m/km-skalaen. Det vil groft sagt sige, at øges diversiteten i cm-skala med 1, øges diversiteten i m/km skala typisk med 5-7 arter. Der er dog en del, der tyder på, at ydre presfaktorer ikke har samme effekt i de forskellige skalaer. I forbindelse med det historiske iltsvind i 2002 faldt diversiteten i både cm og km skala, men der var en tendens til, at den største reduktion skete i cm skala. Omfanget af iltsvindet i 2002 var så omfattende, at man kan betragte fænomenet som regionalt. Det rumlige omfang var væsentligt større end den typiske udstrækning af et BF-område, og man kan derfor sammenligne effekten i flere skalaer. Af *tabel 17.2* og *tabel 17.3* fremgår det, at reduktionen var størst i den enkelte prøve, mens den var næsten lige stor i de to næste skalaer.

Dette tyder på, at påvirkning fra iltsvind hovedsageligt sker meget lokalt (cm skala), mens effekten i større skala (m) sandsynligvis alene er afledt heraf.

Dette er et vigtigt aspekt af virkningen af iltsvind på bundfaunasamfundene. Det betyder nemlig, at flertallet af arter påvirkes, og således bliver sjældne. Hvis iltsvindet hovedsageligt udryddede særligt følsomme arter, ville effekten være større i m og km. En forklaring kan være, at de fleste arter har nogenlunde samme grad af tolerance. Der er naturligvis forskel på arternes tolerance, men da data

Tabel 17.2 Procent reduktion i det gennemsnitlige artsantal fra 2002-2003 i en HAPS-prøve (cm-skala), i et BF-område (m-km-skala) og totalt (> 50 km). Data er delt i påvirkede områder (> 1 uges alvorligt iltsvind), og områder der ikke var påvirket af iltsvindet i 2002.

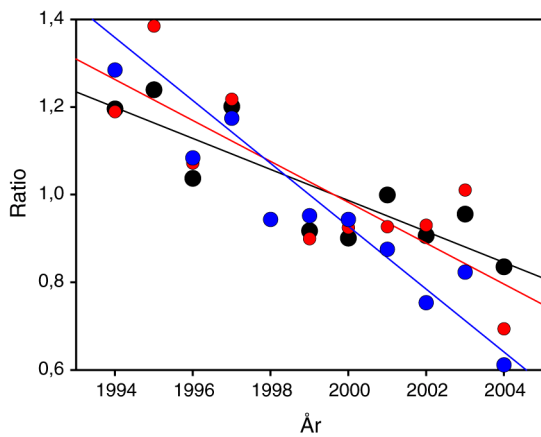
	ikke påvirket	påvirket
cm-skala	-8%	-30%
m-skala	-1%	-18%
km-skala	+3%	-14%

Tabel 17.3 Arter fundet i 1 HAPS-prøve (cm-skala), i 5 HAPS-prøver (m-skala) og totalt inden for 3 kategorier af stationer i de åbne indre farvande, som enten ikke var påvirket, svagt påvirket eller kraftigt påvirket efter iltsvindet i 2002.

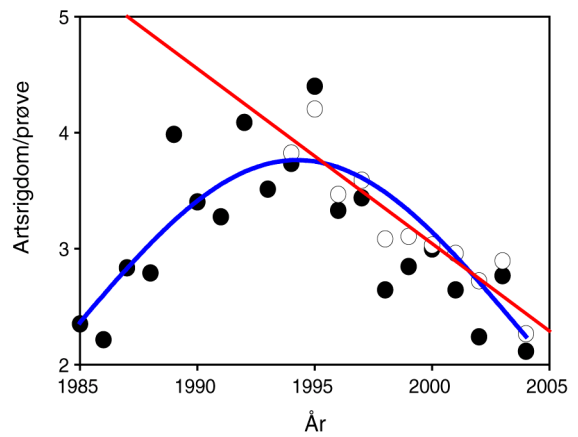
	ikke påvirket	svagt påvirket	kraftigt påvirket
N-arter cm-skala	4,53	3,04	1,15
N-arter m-skala	8,88	5,8	3,26
N-arter km-skala	45	29	22

repræsenterer alle aldersgrupper > 1 mm, så kan resultatet tolkes på den måde, at tolerancen varierer mere afhængigt af individernes størrelse/alder, end den gør mellem arter. Hvis man ser bort fra iltsvindet i 2002, som var af regional skala, så vil mere almindelige lokale iltsvind forstærke denne effekt, hvor effekten ses i den helt lille skala. I de åbne områder er der, som beskrevet i *kapitel 13*, sket en halvering af diversiteten i cm-skala (artsantal pr. HAPS-prøve) i løbet af perioden 1994-2004.

Ser man på udviklingen i det gennemsnitlige antal arter fundet pr. station, hvilket vil sige m-skala (= den rumlige spredning af 5 HAPS ~ 50-100 m), er reduktionen kun noget mindre, og endelig er reduktion mindre end en fjerdedel, når man betragter gamma-diversiteten for hele Kattegat (*figur 17.5*). Resultatet viser, at udviklingen i henholdsvis alfa-, beta- og gamma-diversiteten er meget forskellig i perioden (*figur 17.6*). Som det fremgik af *figur 17.4*, så repræsenterer disse stationer i Kattegat i hovedsagen samme typologi, nemlig polyhaline åbne områder. Her er alvorlige langvarige iltsvind sjældne, og der er derfor ikke nogen åbenbar årsag til faldet i diversitet. Hvis man fører udviklingen tilbage til før 1994, hvor der er tidsserier fra 3 stationer, ses en stigning før 1994, som næsten modsvarer faldet efter 1994, men denne udvikling er naturligvis usikker, da der er meget få data (*figur 17.5*).



Figur 17.5 Relativ ændring i forhold til middelværdien af diversiteten af bundfaunaen i perioden 1994-2004 i 1) makroskala for hele Kattegat (sorte punkter, sort regressionslinie), 2) m-skala udtrykt som gennemsnit for stationer (røde punkter, rød regressionslinie) og i cm-skala udtrykt som gennemsnit pr. HAPS-prøve (blå punkter, blå regressionslinie).

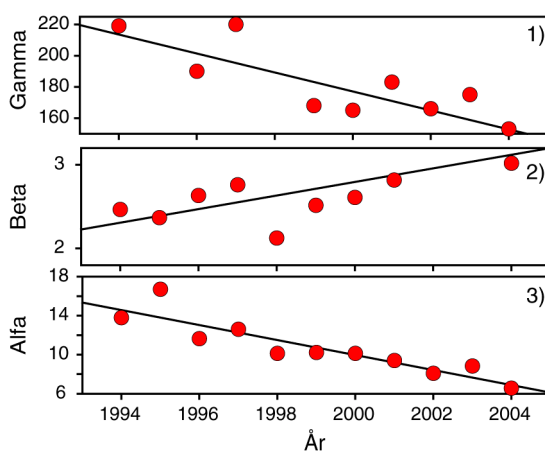


Figur 17.7 Udvikling af artsdiversiteten (udtrykt som Margalefs artsrigdoms indeks) i Kattegat i perioden 1994-2004 (åbne symboler, rød regressionslinie) og 1985-2004 fyldte symboler (blå regressionslinie).

Uanset om disse ændringer i de åbne områder kan relateres til iltforhold eller ej, så er der en stærk indikation for en fælles årsag, idet der efter 1994 er tale om meget stærk seriel udvikling på et stort antal stationer. At den temporale variation i de åbne områder ligeledes sker i cm-skalaen, synes – uanset årsagen er ukendt – at bekræfte det forhold, at påvirkning og tidlige ændringer er tydeligst i cm-skalaen.

Regulering af alfa-, beta- og gamma-diversiteten

De faktorer, der regulerer diversiteten i forskellige skalaer, er således forskellige, både når det gælder tidlige og rumlige variationer. Nogle af disse faktorer kan (meget forsimplet) sammenfattes på følgende måde:



Figur 17.6 Relativ ændring i diversiteten af bundfaunaen i perioden 1994-2004 i 1) makroskala for hele Kattegat, 2) m-skala udtrykt som gennemsnit for stationer og 3) i cm-skala udtrykt som gennemsnit pr. HAPS-prøve. Linier fremkommet ved lineær regression.

Gamma-diversiteten er hovedsagelig bestemt af makroskala fysiske gradienter. Dvs. områdets størrelse, antal forskellige habitater og evolutionær historie. Til gengæld svinger gamma-diversiteten forholdsvis lidt i tid og er robust over for miljøpåvirkninger.

- Beta-diversiteten varierer i rum hovedsageligt som følge af forskelle i gamma-diversiteten alt andet lige. Dvs. de regionale forhold bestemmer biodiversiteten i m- og km-skala. Til gengæld kan de tidlige udsving i denne skala være reguleret af diversiteten i cm-skala.
- Alfa-diversitetens rumlige variation er relativt lidt påvirket af den regionale diversitet, men afhænger hovedsageligt af habitatens typologi i cm-skala. Herudover spiller biologiske interaktioner sandsynligvis en vigtig rolle. Alfa-diversiteten udviser store tidlige variationer og er mere følsom over for påvirkning såsom iltsvind end diversiteten i større skala.

Betydningen af sedimentkemi for alfa-diversiteten

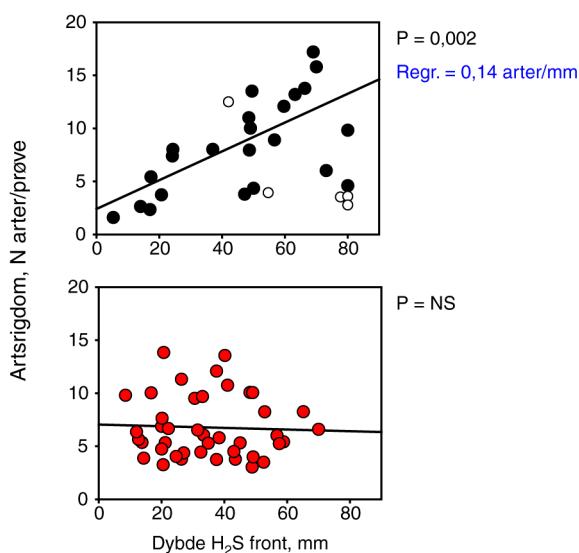
Som det fremgår af ovenstående, så er der en del, der tyder på, at miljøpåvirkning og tidlig variation hovedsageligt skal aflæses i diversiteten i cm-skala. Selvom iltsvind rammer i km-skala, så kan effekten altså hovedsageligt aflæses i diversiteten i cm-skala. I lidt større skala er effekten mindre, og i tidligere undersøgelser har det ikke været muligt at påvise nogen generel kobling mellem iltsvindshyppigheden og diversiteten i km-skala (Josefson & Hansen 2004). Som tidligere beskrevet, så kan årsagen til, at effekten forekommer i cm-skalaen, være, at arterne påvirkes nogenlunde ensartet af iltsvindet. Efter iltsvindet i 2002 blev det påvist, at der skete ændringer både i samfundsstruktur og diver-

sitet på et tidligt tidspunkt under iltsvindet flere uger før, der skete et kollaps af bundfaunasamfundet (Conley *et al. Subm.*). Det er derfor blevet undersøgt hvilke mekanismer, som i cm-skala dels har kraftig indflydelse på alfa-diversiteten, og dels er relateret til iltsvind i km-skala.

Under NOVA-programmet blev der foretaget målinger af sedimentet, som kan relateres til bundfaunaen i 16 BF-områder. Disse målinger omfatter mængden af ferri-jern, svovlbrinte-bufferkapaciteten og dybden af svovlbrintefronten i sedimentet. Dybden af fronten varierer i området som helhed, men med undtagelser af data fra Karrebæksminde Bugt og Flensborg Fjord viser data tydelige sæsonsvingninger. Som gennemsnit ligger fronten 2-3 cm nærmere sedimentoverfladen om efteråret end om foråret. Denne forskydning kan nøje relateres til sæsonsvingningen i henholdsvis tilførsel af ilt og iltforbrug ved bunden. Svovlbrinte er et giftstof, og variationen i alfa-diversiteten (udtrykt som antal arter pr. prøve) i BF-områderne er nøje korreleret til dybden af svovlbrintefronten et halvt år forud for prøvetagningen, således at diversiteten stiger med stigende dybde af den svovlbrintefrie zone. Korrelationen er signifikant i tid, når rankordenen af diversitet i perioden 1999-2003 for alle områder sammenlignes med rankordenen af svovlbrintefronten (Spearman rank korrelation, $p < 0,01$). Totalt set er der en meget tæt korrelation ($P = 0,002$, $n = 71$) både i tid og rum mellem disse to parametre. Data fra Karrebæksminde Bugt er undtaget, fordi sulfidgrænsen her – af uforklarlige årsager – ligger

dybere om efteråret, når iltindholdet i vandet er lavt. De stationer, hvor sulfidgrænsen er målt, grupperer sig naturligt i lavvandede stationer (< 8 m) med fotisk sediment og dybe stationer med afotisk sediment (> 12 m). Ved nærmere analyse viser det sig, at korrelationen er resultat af to grupperinger. Dels er der data fra områder med afotisk bund (dybere end 12 m), som korrelerer stærkt, og dels er der data fra lave vanddybder, som ikke er korreleret til dybden af svovlbrintefronten (figur 17.8).

Som helhed er svovlbrintefronten den abiotiske parameter, der giver den stærkeste korrelation til diversiteten i cm-skala. Det interessante er, at korrelationen i de afotiske områder stadig er signifikant, selvom sulfidfronten ligger forholdsvis dybt i sedimentet (> 60 mm) og til trods for, at der ikke er tale om kritisk hypoxi. Netop fordi svovlbrintegrænsen er koblet til iltforhold i storskala, men påvirker faunaen i cm skala, er det sandsynligt, at dette er en generel mekanisme bag temporale variationer i alfa-diversiteten. Det er i øvrigt værd at bemærke, at svovlbrintefrontens relation til iltforholdene ikke kun går på situationer med iltsvind, men derimod de generelle iltforhold, hvor fx en reduktion fra 100% til 70% iltmætning påvirker fronten, men ikke bundfaunaen. Det er derfor ikke kun de mere markante og tilfældige iltsvind men også de generelle forhold, som styrer bundfaunas diversitet. En foreløbig hypotese om den specifikke virkning er, at svovlbrintefronten regulerer det volumen af sediment, der er egnet som levested for dyr, og som følge heraf graden af habitatkompleksitet i cm-skala. Man må formode, at når grænsen ligger dybt, kan der være flere forskellige livsformer og størrelser af individer pr. areal, uden at konkurrencen om plads intensiveres. At der ikke er nogen tilsvarende relation på det lave vand, kan skyldes, at redoks-forholdene generelt er bedre her. Samtidigt er der ofte fotosyntese på bunden, hvilket medfører så store døgnsvingninger, at to årlige målinger ikke er tilstrækkeligt til at beskrive de generelle forhold, som dyrene oplever. Det vides ikke, om det markante fald i alfa-diversitet i de åbne områder ligeledes kan relateres til ændringer i sedimentforholdene i cm-skala. Under alle omstændigheder så har disse analyser vist, at målinger af svovlbrinte i sedimentet er en yderst relevant parameter, der både er simpel at måle (Kaas & Markager 1998) og giver en meget stor grad af forklaring, når det gælder koblingen mellem miljøforhold og bundfaunas biodiversitet.



Figur 17.8 Artsdiversitet (antal arter pr. prøve) mod den gennemsnitlige dybde af svovlbrintefronten ½ år forud for prøvetagningen af bundfaunaen. Øverst: stationer dybere end 12 m. Linien repræsenterer lineær regression ($N = 23$, hældningskoefficient = 0,14 arter/mm, $p = 0,02$), åbne symboler repræsenterer outliers fra Karrebæksminde. Nederst: som øverste figur, men repræsenterer stationer lavere end 8 m.

Konklusion

Diversitet kan måles i flere forskellige rumlige skalaer, der giver forskellige billeder af diversiteten. I storskala afhænger diversiteten af storskala-gradienter i fysiske forhold og dermed antallet af forskellige habitater. I lidt mindre skala, som fx et

mindre farvandsområde eller en fjord, er diversiteten reguleret af den regionale diversitet, hvilket vil sige forholdene i det større område, fx det sydlige Kattegat. Diversitet i den mindste skala er, ud over områdets typologi, reguleret af de aktuelle forhold i cm-skala, fx beliggenheden af svovlbrinte-fronten og biologiske faktorer som konkurrence og predation. Bundfaunaens diversitet er følsom over for miljøpåvirkning, og det er derfor en relevant parameter i miljø- og naturovervågningen. Tilsyneladende er diversiteten i cm-skala den, der er mest følsom for tidlige variationer, og det bør være i denne skala, man primært vurderer miljøpåvirk-

ning. Dybden af svovlbrinte-fronten i sedimentet giver en god beskrivelse af koblingen mellem den generelle udvikling i iltforhold og effekten på faunaen. De forskellige typologier foreslået i forbindelse med vandrammedirektivet har forskellige niveauer for diversitet, både i cm-, m- og km-skala. Udviklingen i diversitet i cm-skala er den mest følsomme over for ydre påvirkning, og den generelle tilstand kan relateres til det typiske niveau for alfa-diversiteten på tværs af regioner. Sammenligning af rumlig variation i diversitet på tværs af områder inden for typologi bør foretages i m-km skala.

18 Fisk i Limfjorden – en saga blot?

Lone Thybo Mouritsen¹, Svend Bråten², Erik Hoffmann³ og Katherine Richardson¹

¹ Afdeling for marin økologi, Aarhus Universitet, Finlandsgade 14, 8200 Århus

² Hav- og Fjordgruppen, Nordjyllands Amt, Niels Bohrsvej 30, 9220 Aalborg Ø

³ Afdeling for havfiskeri, Danmarks Fiskeriundersøgelse, Charlottenlund Slot, 2920 Charlottenlund

Abstract

Fiskerierhvervets landinger af fisk fanget i Limfjorden har været faldende over en længere periode og er i dag meget beskedne, og resultater fra forsøgsfiskeri viser samstemmende, at fiskebestandene i Limfjorden er meget lave. I denne artikel analyseres mulige årsager til nedgangen, idet landingerne bruges som et indirekte mål for udviklingen i fiskebestandene. Der tages udgangspunkt i tre forskellige forklaringsmodeller, nemlig overfiskning, eutrofiering og klimaforandringer. Overfiskning af visse arter i Nordsøen har bidraget til nedgangen, mens lokal overfiskning vurderes at have mindre betydning. Tilførslen af kvælstof til Limfjorden fandtes at have meget stor betydning for landingerne af fisk. Klimatiske ændringer har ikke været afgørende, men er med til at fastholde den nuværende situation. En vurdering af den relative betydning af de enkelte parametre viste, at den synergistiske effekt af eutrofiering og klimaændringer med stor sandsynlighed har været afgørende for bestandsnedgangene.

Introduktion

”I Jylland ligger den såkaldte Limfjord der er så rig på fisk, at den sikkert yder indbyggerne lige så megen føde som hele agerlandet tilsammen”, skrev Saxo i ca. år 1200. Og sikkert er det i hvert fald, at Limfjorden i århundreder har været et af Danmarks vigtigste fiskefarvande. I 1890 startede registreringer af erhvervsfiskeriets landinger, og de har været faldende i store dele af den periode, man har ført statistik, og i dag er erhvervsfiskeriet i Limfjorden stort set ophørt. Fangstjournalerne taler deres tydelige sprog. I år 1900 blev der eksempelvis landet 1.000 tons rødspætter fra Limfjorden, mens der 100 år senere kun blev fanget 600 kilo, og en tilsvarende radikal udvikling ses hos en lang række andre betydningsfulde fiskearter.

Årsagerne til ændringerne i fiskeforekomsterne i Limfjorden kan være mange (Hoffmann 2000). I andre farvande, hvor der er observeret betydelige reduktioner i fiskebestandene, har overfiskning, eutrofiering og klimaforandringer været væsentlige medvirkende faktorer (fx Tatara 1991; Nielsen & Richardson 1996; Attrill & Power 2002; ICES 2004; Brander & Mohn 2004).

Formålet med denne analyse har været at vurdere den relative betydning af disse faktorer for udviklingen i Limfjorden, og vi viser her, at den synergistiske effekt af eutrofiering og klimaændringer efter al sandsynlighed har været den afgørende faktor for bestandsnedgangene.

Materialer og metoder

Datamaterialet anvendt i denne artikel stammer dels fra fiskerierhvervets fangststatistikker, dels fra forsøgsfiskeri på dybder mellem 3 og 18 m udført af Danmarks Fiskeriundersøgelser i perioden 1981-2004 (Hoffmann 2005), og endelig fra nyere fiskeundersøgelser i lavvandede områder (Nedergaard & Sørensen 2002). Fiskerierhvervets fangststatistik findes fra 1890 og frem til i dag, og det antages, at kvaliteten af fangstopgørelserne i hele perioden er god. Fiskerierhvervets fangststatistikker er dog problematiske at anvende som direkte bestandsestimater, fordi fangsten er afhængig af indsatsen. Et andet problem er, at kvantitativt betydningsfulde arter som sild og brisling i nogle perioder er blevet registreret som konsum- og i andre som industri-fisk. Fangststatistikkerne er dog det bedste overordnede udtryk for bestandsudviklingen gennem de seneste godt 100 år, og resultaterne af forsøgsfiskeriet, der giver et reelt billede af bestandsstørrelserne, er i fuld overensstemmelse med udviklingen i fiskerierhvervets landinger.

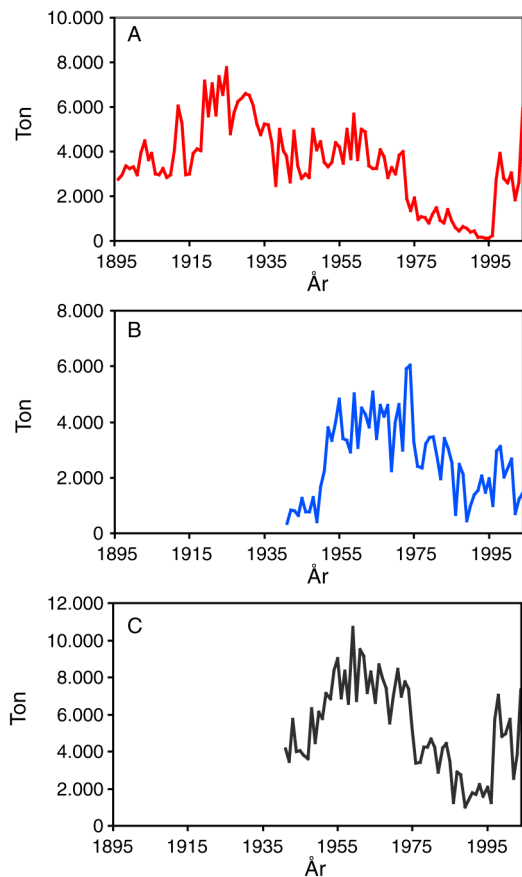
Forsøgsfiskeriet har eksisteret i sin nuværende form i ca. 25 år, og der er tale om en forholdsvis kort tidsserie med stor variation. For at eliminere effekten af store fiskeårgange, som må forventes at have effekt i flere år, blev en fangstparameter beregnet ($\text{fangst}_t/\text{fangst}_{t-3}$) på baggrund af data fra forsøgsfiskeriet. Denne parameter normaliserer fangsten et givet år til antallet af potentielle moderfisk tre år tidligere og er dermed et estimat for, hvor meget afkom en årgang kan producere under de givne betingelser. Der er anvendt data fra fem udvalgte bundlevende arter: rødspætte, skrubbe, ål, ålekvabbe og ulk. De pelagiske arter er ikke medtaget, fordi forsøgsfiskeriets fangst af dem er sporadisk af metoderelaterede årsager.

I analyserne af udviklingen i fiskebestandene i Limfjorden er der taget udgangspunkt i tre forskellige forklaringsmodeller: 1) lokale miljøforhold såsom tilførsel af næringsalte og udbredelsen af

iltsvind, 2) fiskeri og 3) regionale klimavariationer. Rutinemæssige registreringer af lokale miljøforhold og næringssaltbelastning til fjorden eksisterer kun fra en relativ kort periode sammenlignet med fiskerierhvervets fangststatistikker, så udover faktiske data er anvendt resultater fra modellering af kvælstoftilførslen til de indre danske farvande, idet denne antages at være korreleret med tilførslen til Limfjorden. Fiskeriets betydning for udviklingen i fiskebestandene er belyst ved hjælp af data over antallet af erhvervsfiskere i Limfjorden. Som udtryk for regionale klimavariationer er klimaindekset, den Nordatlantiske Oscillation (NAO) anvendt. NAO-indekset, der er defineret som forskellen mellem det atmosfæriske tryk over henholdsvis Azorerne og Island, er valgt, fordi det integrerer regionale variationer i klimatiske parametre (vindstyrke, vindretning, temperatur, nedbør) i den nordatlantiske region, som kan forventes at påvirke fysisk-kemiske og dermed biologiske forhold i danske farvande. NAO-indekset varierer fra år til år, men tenderer til at forblive i en given fase i perioder af flere års varighed. Et positivt indeks resulterer i meget nedbør, milde, blæsende vintre med megen vestenvind og kølige somre, mens et negativt indeks giver tørt vejr med varme somre og kolde vintre.

Fangsten af en given fiskeart i et givet år vil, alt andet lige, forventes at være afhængig af fangsten de foregående år, hvorfor tidsserierne fra såvel fiskerierhvervet som forsøgsfiskeriet er testet for autokorrelation. En autokorrelationsanalyse (Durbin-Watson) af tidsserien af summen af rødspætte- og torskelandinger viste således, at landingerne var autokorrelerede. Sammenhængen mellem rødspætte- og torskelandinger og NAO, NAO_{t-1} , NAO_{t-2} og NAO_{t-3} blev derfor beregnet i en autoregressionsanalyse (Prais-Winsten), der fjerner autokorrelation. En mulig sammenhæng mellem muslingefiskeri og landinger af rødspætte og torsk blev analyseret på samme måde som beskrevet for NAO. Sammenhængen mellem fangstdata fra konsumfiskeri og udbredelsen af iltsvind i Limfjorden, tilførsel af kvælstof og fosfor og primærproduktion blev undersøgt i en multipel regressionsanalyse.

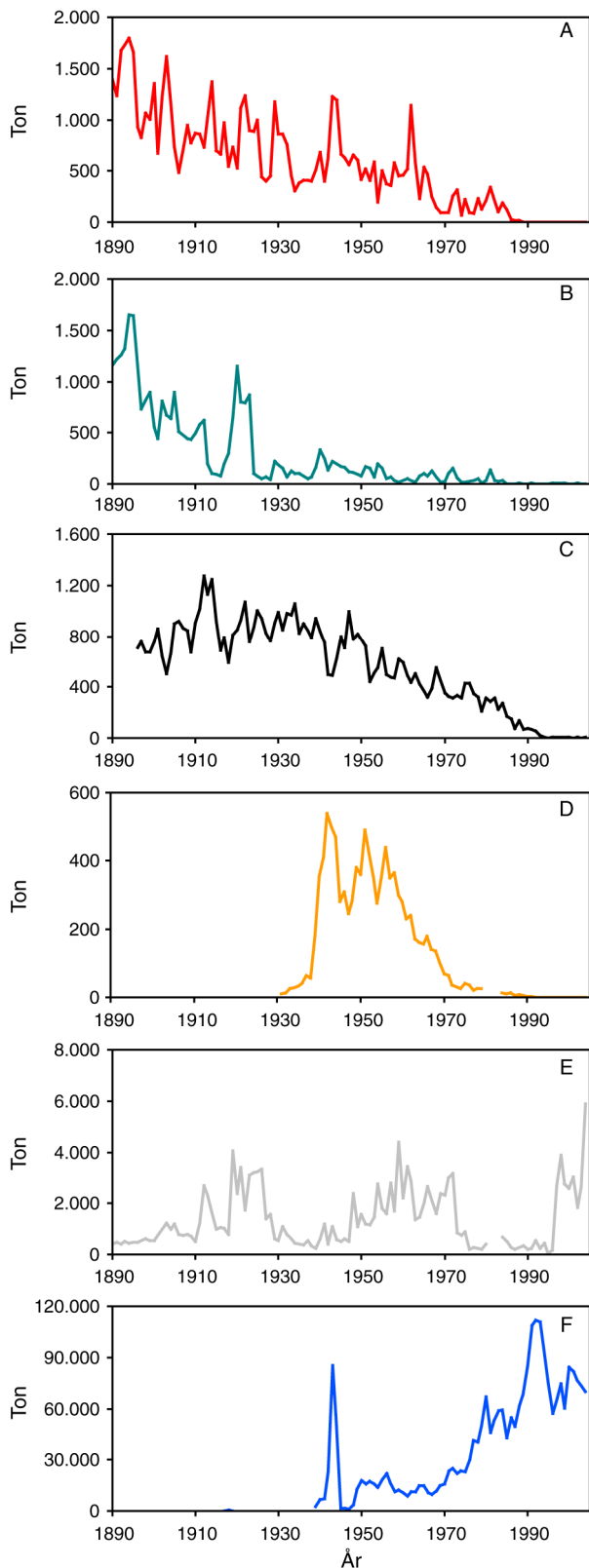
Fangstparameteren beregnet for forsøgsfiskeriet blev ligeledes testet for autokorrelation som beskrevet for rødspætte- og torskelandingerne, og da der ikke var autokorrelation, blev sammenhængen mellem fangstparameteren og NAO, NAO_{t-1} , NAO_{t-2} , NAO_{t-3} , det procentvise areal i Limfjorden ramt af iltsvind, den årlige primærproduktion og endelig størrelsen af muslingefiskeriet analyseret i en multipel regressionsanalyse.



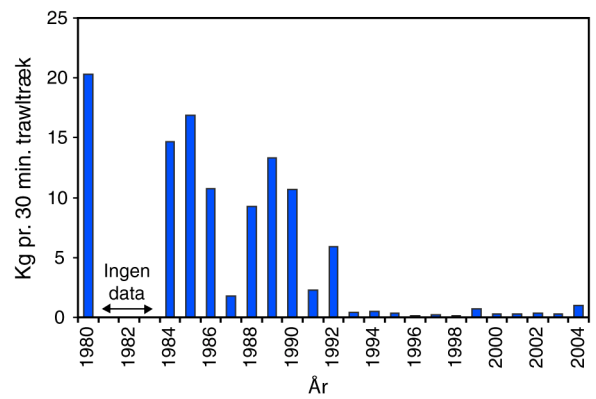
Figur 18.1 Udviklingen i fiskerierhvervets landinger af konsumfisk (A), industrifisk (B) og totale landinger (C) fra Limfjorden.

Resultater

Erhvervsfiskeriets landinger af konsumfisk (fortrinsvis rødspætte, ål, torsk og sild) i perioden 1896-2004 viser en stigende tendens fra starten af perioden til midten af 1920'erne. Derefter ses et mindre fald frem til 1940, hvor landingerne igen stiger for at kulminere i 1950'erne. Siden har landingerne generelt været faldende, kraftigst i perioden efter ca. 1970. Stigningen i konsumfangsterne efter 1996 skyldes alene et nystartet fiskeri efter sild (figur 18.1A). Industrifiskeriet startede først for alvor i halvtredserne, og landingerne var relativt stabile indtil halvfjerdsere, hvorefter de generelt har været faldende (figur 18.1B) Udviklingen på artsniveau følger generelt det samme mønster som totalfangsterne (figur 18.2A-E). Faldet i erhvervsfiskeriets landinger er i overensstemmelse med resultater fra forsøgsfiskeriet på rødspætte, skrubbe, ål, ålekvabbe og ulk (figur 18.3). I modsætning til de faldende landinger af fisk, har der været et stærkt stigende fiskeri efter blåmuslinger, særligt i perioden efter 1970 (figur 18.2F).



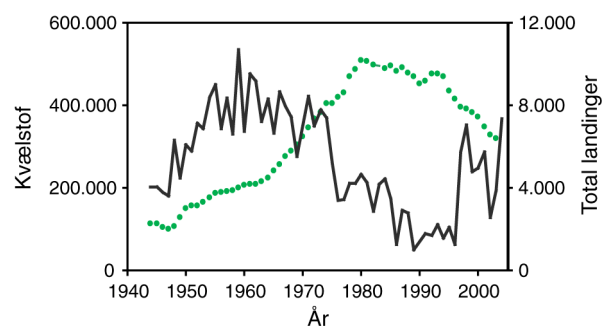
Figur 18.2 Udviklingen i fiskerierhvervets landinger af rødspætte (A), torsk (B), ål (C), skrubbe (D), sild fanget til konsum (E) og blåmuslinger (F) fra Limfjorden.



Figur 18.3 Fangst af rødspætte, skrubbe, ålekvalbe, ål og ulk ved Danmarks Fiskeriundersøgelseres forsøgskfiskeri i den vestlige Limfjord.

Lokale miljøfaktorer

For at undersøge betydningen af lokale miljøfaktorer for fiskebestandene, blev sammenhængen mellem konsumfiskeriets landinger og udbredelsen af iltsvind i Limfjorden, tilførsel af kvælstof og fosfor og primærproduktion analyseret ved hjælp af multipel regression for perioden 1989-2004, hvorfra data eksisterer. Ingen af de undersøgte parametre havde signifikant betydning. Imidlertid var der signifikante sammenhænge mellem fiskeriets totale landinger og den modellerede kvælstoftilførsel i perioden 1944-2004 (figur 18.4). Dataserien blev inddelt i to perioder, nemlig perioden 1944-1960, hvor de totale landinger var stigende, og perioden 1961-2004, hvor de totale landinger generelt var faldende. Denne inddeling afslørede en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og landinger af fisk i Limfjorden i den første periode, og en signifikant negativ sammenhæng mellem disse parametre i den anden periode (tabel 18.1).



Figur 18.4 Udviklingen i erhvervsfiskeriets landinger fra Limfjorden (sort kurve) og den totale kvælstoftilførsel til de indre danske farvande (grøn kurve).

Tabel 18.1 Sammenhæng mellem kvælstofudledning og erhvervsfangst af fisk i Limfjorden.

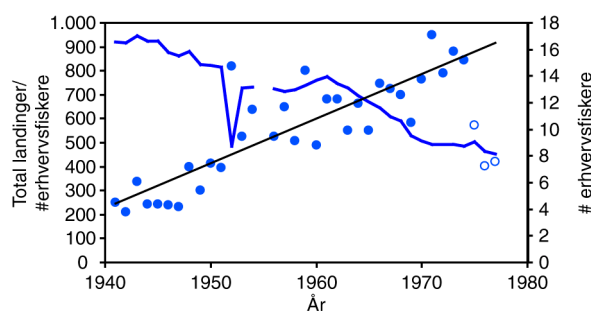
Periode	Kvælstoftilførsel ¹⁾ (1.000 tons/år)	Relation mellem erhvervsfangst af fisk i Limfjorden (konsum + industri) og kvælstoftilførsel		
		hældning	r ²	P
1944-1960	10-20	43,4 * 10 ⁻³	0,66	< 0,0001
1961-2004	20-50	-20,2 * 10 ⁻³	0,58	< 0,001

¹⁾ Kvælstoftilførsel er beregnet og modelleret for de indre danske farvande (Kattegat, Bælthavet og Øresund), og det antages, at tilførslen af kvælstof til Limfjorden er stærkt korreleret med kvælstofudledningen i Danmark generelt.

Udbredelsen af iltsvind i Limfjorden er blevet estimeret af amterne i perioden 1989-2004. Denne tidsserie blev udvidet til at dække perioden 1973-2004 ved hjælp af tidligere publicerede estimater for perioden 1973-1985 (Jørgensen 1980; Fenchel 1985). En lineær regression viste en signifikant stigning i det procentvise areal i Limfjorden ramt af iltsvind ($r^2 = 0,25$, $p < 0,005$) i perioden 1973-2004 (figur 18.5).

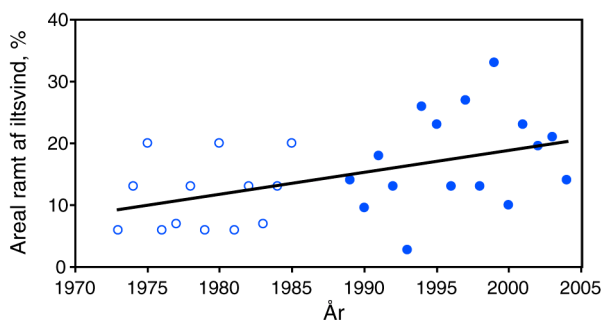
Fiskeri

For at vurdere betydningen af fiskeriet i Limfjorden for udviklingen i landinger af fisk blev en effektivitetsparameter beregnet som størrelsen af de totale landinger delt med antallet af fiskere (figur 18.6). Denne analyse viste, at mens antallet af erhvervsfiskere har været stærkt faldende gennem perioden, er effektiviteten samtidig steget betydeligt, hvorfor fiskeritrykket vurderes at have været relativt højt i hele perioden. For at undersøge om udviklingen i fiskebestandene i Limfjorden svarer til den typiske udvikling for overfiskede populationer, beregnedes udviklingen for en overfisket population med udgangspunkt i konsumlandingerne størrelse i 1930 umiddelbart før landingerne begyndte at falde. Overfiskede bestande falder typisk eksponentielt med gennemsnitligt 16% om året (Myers & Worm 2003), og en sammenligning af de to kurveforløb (figur 18.7) indikerer, at der ikke har fundet alvorlig overfiskning sted i Limfjorden. Som det ses af figur 18.2, er den nedadgående udvikling fra 1960 og fremefter i landingerne af fisk

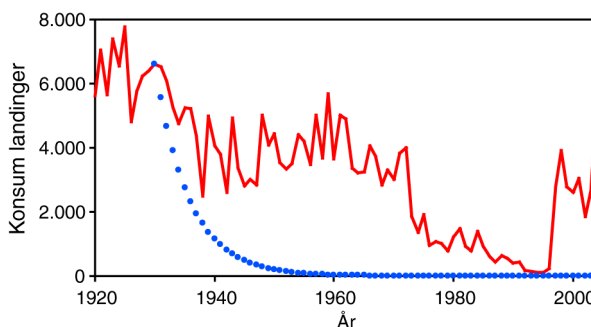


Figur 18.6 Fiskeri-effektivitet beregnet som totale landinger/antallet af registrerede erhvervsfiskere i Limfjorden (•), en statistisk signifikant lineær regression ($r^2 = 0,75$, $p < 0,0001$) mellem disse punkter (sort linie) samt antallet af registrerede erhvervsfiskere (blå kurve).

sammenfaldende med en stærk stigning i landingerne af muslinger, og der er således fundet en signifikant negativ korrelation mellem landinger af fisk og landinger af muslinger.



Figur 18.5 Det procentvise areal af Limfjorden ramt af iltsvind. Data fra Jørgensen (1980) og Fenchel (1985) (○) og Limfjordsovervågningen (•). Linien viser en statistisk signifikant lineær regression gennem punkterne ($r^2 = 0,22$, $p < 0,01$).



Figur 18.7 Fiskerierhvervets landinger af konsumfisk (rød kurve), samt det beregnede fald for en typisk overfisket population (•).

Regionale klimavariationer

En lineær regression af erhvervsfiskeriets landinger af rødspætte og torsk og NAO, NAO_{t-1} , NAO_{t-2} og NAO_{t-3} for perioden 1890-2004 viste signifikant autokorrelation (Durbin-Watson = 0,14). Regressionen mellem landinger og NAO, NAO_{t-1} , NAO_{t-2} og NAO_{t-3} blev derfor beregnet i en Prais-Winsten analyse, og sammenhængen mellem landinger og NAO_{t-3} var signifikant negativ ($r^2 = 0,04$; $p < 0,05$). Det vil sige, at et år med et højt NAO-indeks (milde, våde vintre med megen vestenvind) efterfølges af et dårligt fiskeri tre år senere. Sammenhængen mellem fangstparameteren beregnet for forsøgsfiskeriet og NAO, NAO_{t-1} , NAO_{t-2} , NAO_{t-3} samt lokale miljøfaktorer og muslingefiskeri blev analyseret i en multipel regression. Kun sammenhængen (negativ) mellem fangstparameteren og NAO_{t-3} var statistisk signifikant (partial $r = -0,63$; part $r = -0,52$; $p < 0,05$). Dette var således i overensstemmelse med resultatet for erhvervsfiskeriets landinger.

Diskussion

Resultaterne fra såvel erhvervsfiskeriet som forsøgsfiskeriet viser, at Limfjordens fiskebestande har ændret sig radikalt gennem de sidste hundrede år. Erhvervsfiskeriet efter konsumfisk er så godt som ophørt, når man ser bort fra de seneste års opblomstring af sildefiskeriet, og også forsøgsfiskeriet viser en kraftig tilbagegang i forekomsten af bundlevende fiskearter.

Formålet med denne artikel har været, at analysere udviklingen i Limfjordens fiskebestande med henblik på at klarlægge årsagerne til det udbredte fald i forekomsten af de undersøgte arter. Variationer i fiskebestande i andre områder forklares typisk med eutrofiering (fx *Nielsen & Richardson 1996*; *Tatara 1991*), overfiskning (fx *ICES 2004*) og klimavariationer (fx *Attrill & Power 2002*; *Brander & Mohn 2004*).

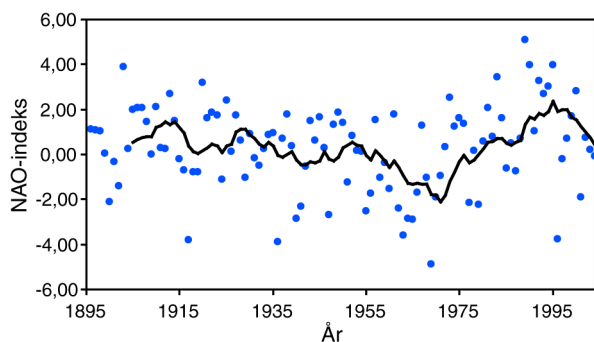
Fiskeriets betydning

Der har i den undersøgte godt hundrede år lange periode været et stadigt faldende antal erhvervsfiskere i Limfjorden. Fiskeriet har i samme periode udviklet sig fra brugen af små træbåde, tjærede garn og lokalkendskab, som eneste metode til at lokalisere fiskebestandene, til stadigt større og mere effektive motoriserede kuttere, mere avancerede fiskeredskaber og teknologisk udstyr som ekkolod. Effektiviteten, beregnet som fangst pr. fisker, er derfor firedoblet i perioden. Man kan dog ikke på den baggrund vurdere, om fiskebestandene er overfiskede, men den klare afvigelse mellem den forventede bestandsudvikling under et overfisknings-scenarie, og den faktiske udvikling udtrykt ved landinger, tyder imidlertid ikke på, at overfiskning har været en afgørende faktor for den generelt faldende tendens (figur 18.7). Man må dog

her skelne mellem arter, som lever hele deres liv i Limfjorden, og arter der kun gennemfører dele af deres livscyklus i fjorden. Til den sidste gruppe hører rødspætte og torsk, som fortrinsvis gydes i Nordsøen og efterfølgende transporteres ind i Limfjorden som juvenile fisk. Disse arters forekomst i Limfjorden er naturligvis i høj grad betinget af rekrutteringen på gydepladserne. Både rødspætte og torsk er ifølge ICES overfiskede i Nordsøen (*ICES 2004*), så nedgangen i landingerne af disse arter i Limfjorden kan for en stor dels vedkommende skyldes bestandsnedgange i Nordsøen, hvorfra fiskene rekrutteres (*Hoffmann 2000*). Med til en diskussion af fiskeriets betydning for bestandsudviklingen hører også en vurdering af den indirekte betydning af muslingefiskeri for Limfjordens fiskebestande. Fiskeriet af skaldyr foregår ved hjælp af skrabere, som har en betydelig forstyrrende effekt på bunden (*Frandsen & Dolmer 2001*), og der er endvidere, i perioden hvor muslingefiskeriet har fundet sted, blevet fjernet betydelige mængder af sten fra bunden, hvorved habitatkompleksiteten og fasthæftningssubstratet for en lang række makroalger er kraftigt reduceret. Disse ændringer har med stor sandsynlighed forårsaget en betydelig forringelse af de bundlevende fiskearters livsvilkår.

Betydning af eutrofiering

Som man har set det i andre havområder, kan stigende næringssalttilførsler i første omgang resultere i en stigende primærproduktion fulgt af en generel stigning i områdets sekundærproduktion (*Nielsen & Richardson 1996*, *Tatara 1991*). Denne sammenhæng ses også i Limfjorden i perioden 1944-1960, hvor der er en stærk positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og fiskelandinger. Imidlertid vendes den positive sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og fiskelandinger i perioden 1944-60 til en stærk negativ sammenhæng i perioden 1960-2004. Samtidig med at en forøget primærproduktion muliggør en større produktion på højere trofiske niveauer, forårsager den en større sedimentation af organisk materiale til bunden, hvor det omsættes under forbrug af ilt. Herved øges risikoen for iltsvind ved bunden, og det ses da også, at det procentvise areal i Limfjorden, som årligt rammes af iltsvind, har været stigende i perioden 1973-2004. Under iltsvind stresses fiskene, som enten dør eller flygter fra de ramte områder og ind på lavere vand, hvor iltforholdene generelt er bedre (*Jørgensen 1980*; *Christensen et al. 2004*). Lavtvandsundersøgelserne viste således også, at arter, som før blev fanget på dybere vand (fx ålekvalbe og ulk), nu overvejende fanges på meget lavt vand. Analyserne indikerer altså, at eutrofiering af et område kan have en umiddelbar "positiv" effekt i form af stigende produktivitet, men at de indirekte konsekvenser af eutrofieringen, såsom øget iltforbrug ved bunden, ultimativt kan betyde,



Figur 18.8 Den Nordatlantiske Oscillation (•) (vintergennemsnit: december-marts) samt bevægeligt gennemsnit af 10 punkter (sort kurve).

at den samlede effekt af eutrofieringen på fiskebestanden størrelse bliver negativ.

En anden sandsynlig, indirekte effekt af Limfjordens eutrofiering, og den deraf følgende stigning i primærproduktionen, er den stigende forekomst af blåmuslinger. En øget pelagisk primærproduktion øger potentialet for blåmuslingevækst, og fiskeri på blåmuslinger har som nævnt givetvis en række negative konsekvenser for de bundlevende fisk.

Betydning af klimaforandringer

Klimatiske svingninger, som fx den Nordatlantiske Oscillation, er vist at have betydning for såvel individuelle arters rekrutteringssucces (Brander & Mohn 2004), som for variationer i fiskesamfundets artssammensætning (Genner et al. 2004; Attrill & Power 2002). Hypotesen bag anvendelsen af den Nordatlantiske Oscillation som klimaparameter i nærværende analyse var, at flere af de for konsumfiskeriet i Limfjorden vigtige arter, nemlig rødspætte og torsk, gydes i Nordsøen og transporteres ind i fjorden som juvenile. I perioder hvor NAO-indeksset er højt, er der megen vestenvind og dermed øget sandsynlighed for transport af juvenile fisk ind i Limfjorden fra Nordsøen. Man vil således forvente, at et år med et højt NAO-indeks efterfølges af et godt fiskeri på rødspætte og torsk i fjorden 3-4 år senere. Imidlertid viste analysen den modsatte sammenhæng. I den periode hvor NAO-indeksset har været vedholdende højt (figur 18.8), har landingerne af rødspætte og torsk været lavere end nogensinde. Dette skyldes sandsynligvis en kombination af to ting: 1) overfiskning og dermed lave bestande i Nordsøen og 2) en negativ og sandsynligvis temperaturmedieret sammenhæng mellem et højt NAO-indeks og rekrutteringen af de aktuelle arter i Nordsøen (Brander & Mohn 2004;

Wegner et al. 2003). Analysen af sammenhængen mellem fangstparameteren beregnet for forsøgsfiskeriet og NAO-indeksset viste, at også reproduktionssuccesen for de fortrinsvis lokale bundlevende arter omfattet af prøvefiskeriet, er lavere, når NAO-indeksset er højt.

Lokalt kan et højt NAO-indeks forventes at resultere i højere vandtemperaturer, og både vinter- og sommertemperaturen i overfladen i Limfjorden har været stigende siden slutningen af halvfjerdserne (Limfjordsovervågningen 2005). Højere overfladetemperaturer kan forventes at medføre en stigende forekomst af og/eller øget styrke af lagdeling af vandsøjlen, og deraf følgende øget risiko for iltsvind på grund af nedsat omrøring. Data over densitetsforskelle mellem overflade og bundvand i Limfjorden indikerer dog ikke nogen tendenser i retning af øget stratificering (Limfjordsovervågningen 2005).

Konklusion og perspektivering

Statistikkerne over erhvervsfiskeriets landinger og resultaterne fra Danmarks Fiskeriundersøgelser forsøgsfiskeri viser samstemmende, at bestandene af særligt bundlevende fisk i Limfjorden har været stærkt faldende igennem de seneste 50 år. Ud fra analyserne af tilgængelige data synes udledningen af kvælstof at have været en afgørende faktor for nedgangen. Den nedadgående tendens startede i begyndelsen af tresserne, og den efterfølgende periode fra midten af halvfjerdserne med vedholdende høje værdier af indekset for den nordatlantiske klima oscillation synes at have forstærket den faldende tendens. Der er derimod ikke evidens for, at erhvervsfiskeriet i form af lokal overfiskning har haft afgørende betydning for bestandsudviklingen, skønt det vedholdende fiskeritryk naturligvis i et vist omfang har bidraget negativt til udviklingen. Ændringerne i Limfjorden er så dramatiske, at man kan tale om et regimeskifte fra et økosystem med mange bundlevende fisk til et system domineret af skaldyr og pelagiske fiskearter.

Spørgsmålet om, hvorvidt Limfjordens fiskebestande kan vende tilbage til niveauerne i de "gode gamle dage", kan ikke besvares med sikkerhed. Limfjordsamterne ønsker at fremme en udvikling, der kan sikre mere alsidige fiskebestande til glæde for både erhvervsfiskeri og rekreativt fiskeri. Forbedrede miljøforhold i Limfjorden skulle gerne give mulighed for dette, og bl.a. derfor er Limfjordsamterne i gang med at udarbejde en handlingsplan for Limfjorden.

19 Transport- og blandingsprocesser i de indre danske farvande

Jørgen Bendtsen, Karin E. Gustafsson og Johan Söderkvist

Introduktion

De indre danske farvande er afgrænset mod nord af Skagerrak og mod syd af Arkonahavet der ligger i området vest for Bornholm. Herimellem udgør Kattegat, Bælthavet og Øresund forbindelsen mellem den brakke Østersø og nordatlanten, og transporten igennem de indre danske farvande er derfor i stor udstrækning fjernkontrolleret af forholdene i henholdsvis Nordsøen/Skagerrak og Østersøen. Den store nettovandtilførsel til Østersøen fra afstrømningen fra de tilstødende landområder, med en årlig middelfastrømning af ferskvand på omkring $15.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, medfører en generel udstømning igennem de indre danske farvande af lavsalint vand. Disse forhold gør de indre farvande til en overgangszonzone mellem Østersøen og Nordatlanten, og man kan derfor i mange henseender betragte hele området som en stor frontzone, karakteriseret ved udstømmende lavsalint overfladevand og indtrængende højsalint bundvand. Fronten befinder sig i overfladen i den nordlige del af Kattegat og den dybe del af fronten strækker sig herfra ned igennem Kattegat mod bælteerne og Øresund, afhængig af vejrforhold og vandstande omkring frontzonen. Transporten af ferskvand fra Østersøen medfører en opblanding undervejs igennem overgangszonen, og de $15.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bliver mangedoblet mod Skagerrak samtidig med at saliniteten øges i det udstømmende vand. Denne cirkulation kan i middel karakteriseres som en estuarin cirkulation, hvor ferskvandsafstrømningen til området er styrende for cirkulationen, svarende til de forhold man ser i mange dybe fjorde, som vi i parentes bemærket ikke har så mange af her i landet.

Opfattelsen af transporten igennem de danske farvande som værende en estuarin cirkulation er derfor en god beskrivelse af middelforholdene, når overgangszonen betragtes over meget lange tidskalaer, dvs. år eller mere. Hvis der derimod ønskes en nærmere forståelse af de indre farvandes dynamik på tidsskalaer mindre end dette eller på rumlige skalaer svarende til størrelsen af de enkelte havområder, der udgør overgangszonen som fx Kattegat eller Øresund, er billedet af området som domineret af en kvasistationær tolagsstrømning helt utilstrækkeligt. På tidsskalaer af uger til måneder er det den store variabilitet der karakteriserer strømningen i området, fremfor en langsom og lagdelt estuarin cirkulation. Dette er netop et udslag af, at området i højere grad skal

opfattes som en dynamisk frontzone end som et fredsommeligt estuarie.

Denne variabilitet, der kendetegnes ved stadigt vekslende ind- og udstømmende vand fra de tilstødende områder, dannelsen af store hvirvler, op- og nedstrømningsområder og intensivering af strømningen igennem de smalle bælte og Øresund er forårsaget af de skiftende meteorologiske forhold over området. Sammen med den relativt lille tidevandspåvirkning af området, i forhold til fx Nordsøen, er denne variabilitet i høj grad med til at blande vandmasserne.

En forståelse af blandingsprocesserne er vigtig for at kunne forholde sig til stoftransporterne igennem overgangszonen, men også vigtig for at kunne forstå den mellemårige variation i havmiljøets fysiske og biogeokemiske tilstand. Eksempelvis vil variationer af blandingsprocesserne fra år til år medføre tilsvarende ændringer i fordelingen af næringssalte, kulstof og ilt opløst i vandsøjlen.

I dette temaafsnit analyseres blandingsprocesserne i de indre danske farvande med fokus på variabiliteten og dennes betydning. Dette vil dels ske på baggrund af en dataanalyse af "ferskvandsindholdet" i overfladelaget, og dels på baggrund af numeriske eksperimenter med en række tredimensionale cirkulationsmodeller, der er sat op for området. Dette afsnit afsluttes med en perspektivering af model- og dataanalysen i forhold til den overordnede stoftransport igennem området, samt en diskussion af hvilke yderligere tiltag der kan fremme forståelsen af områdets dynamik og variabilitet.

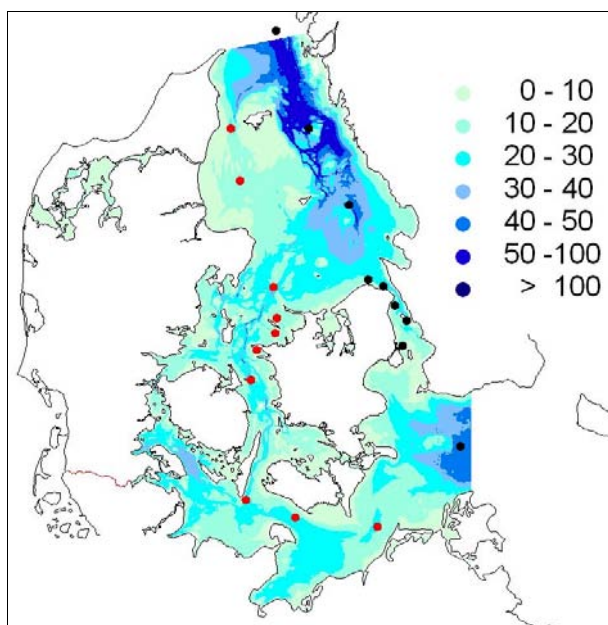
Dataanalyse af ferskvandsindholdet i overfladelaget

Salinitetsforskellen mellem Skagerrak- og Østersøvand identificerer de to vandmasser, og salinitetsgradienten i overgangszonen afspejler derfor den blanding, som er sket imellem dem. Blandingsforholdene kan illustreres ved to eksempler: I en ideel situation uden nogen blanding imellem vandmasserne ville overfladesaliniteten forblive uforandret fra Østersøen til Skagerrak og tilsvarende ville bundsaliniteten i området være den samme som i det tungere Skagerrakvand. I et omvendt tilfælde, hvor blandingen er meget kraftig, vil overfladesaliniteten ændre sig meget hurtigt fra vandet forlader Østersøområdet. For at analysere disse forhold ud fra eksisterende data er fersk-

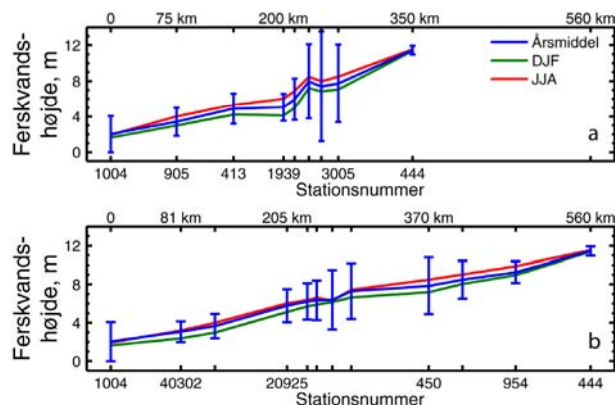
vandsindholdet i vandsøjlen bestemt i forhold til indholdet i en vandsøjle med en given referencesalinitet, som beskrevet nedenfor.

Da dybdeforholdene er relativt varierende i området bestemmes middelsaliniteten af de øverste 17 m af vandsøjlen. Hvis vandsøjlen består af en blanding mellem ferskvand med $S = 0$ og Skagerrak vand med $S_s = 34$, kan den relative mængde (h) af ferskvand i vandsøjlen bestemmes fra: $H * S_m = (H-h) * S_s$, hvor $H (= 17 \text{ m})$ er vandsøjlets dybde og S_m er middelsaliniteten over vanddybden H . Sammenholdt med de to eksempler ovenfor, modsvarende ferskvandsindholdet dermed blandingen mellem bundvand og overfladevand. I tilfældet uden blanding, ville ferskvandsindholdet være uforandret igennem området. Når dette bliver bestemt som en ferskvandshøjde, forudsætter dette dog at bredden af området ikke ændres. Tilsvarende vil eksemplet med en kraftig blanding medføre at ferskvandsindholdet reduceres, idet mere højsalint vand bliver blandet op. I øvrigt betyder en kraftig blanding ikke nødvendigvis at ferskvandstransporten reduceres, idet der blot kan transporteres mere vand med en højere salinitet.

Det årlige middelferskvandsindhold er bestemt på 19 stationer der er opmålt mindst en gang om måneden i perioden 1989 - 2004 (figur 19.1). Dette gælder dog ikke de tre stationer i Femer Bælt, der kun er dækket fem gange årligt i perioden. Stationerne er opmålt i forbindelse med overvågningen



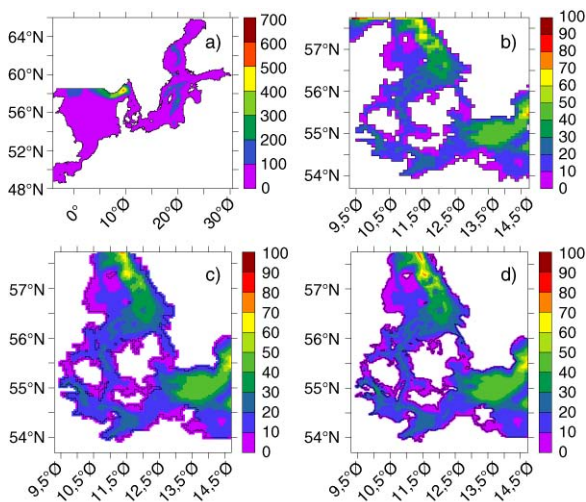
Figur 19.1 Stationsoversigt over de anvendte stationer i analysen af ferskvandsindholdet i de øverste 17 m i de indre danske farvande. Stationerne repræsenterer henholdsvis et snit fra det sydlige Skagerrak ned gennem det vestlige Kattegat, Storebælt og Femer Bælt til Arkonahavet (røde prikker) og et snit fra Skagerrak ned gennem det østlige Kattegat og Øresund til Arkonahavet (sorte prikker). Farveskalaen viser dybdeforholdene i området.



Figur 19.2 Det beregnede ferskvandsindhold for de valgte stationer, som vist i figur 19.1, er vist for de to snit igennem hhv. Øresund (øverst) og Storebælt (nederst). På figuren er det årlige middelferskvandsindhold vist, i forhold til en referencesalinitet på 34, samt variansen for perioden 1989 - 2004 (blå streger). Tilsvarende er ferskvandsindholdet for sommer (rød; juni, juli og august) og vinterperioden (grøn; december, januar og februar) vist. Den øvre skala viser afstanden i kilometer fra den fælles Skagerrak station, og den nedre skala viser stationsnumrene.

fra danske amter, Danmarks Miljøundersøgelser, SMHI (Sveriges Meteorologiske og Hydrografiske Institut) samt fra tyske havforskningsinstitutioner. Stationerne er udvalgte, således at de dækker centrale dele af overgangszonen samt de primære udvekslingsområder igennem Storebælt og Øresund. Alle stationer er dybere end 17 m, på nær station 1939 nord for Øresund (14 m) og station 409 i Ålborg bugt (16 m). På disse stationer vil der være et lidt mindre ferskvandsindhold på grund af den mindre vandsøjle.

Udover den årlige middelværdi er standardafvigelsen og sommer- og vinterværdierne også bestemt for de enkelte stationer (figur 19.2). Ferskvandsindholdet varierer fra 2 m ved Skagerrakstationen (st. 1004) til 12 m i Arkonahavet (St. 444). Blanding mellem de to områder er markant forskellig ved sammenligning mellem de to snit. I Øresundssnittet ses en meget kraftig reduktion af ferskvandsindholdet fra 12 m til 8 m ved indgangen til Øresund (st. 3005). Dette afspejler dels en kraftig blanding henover Drogden, og dels at der er en stor friktion for Østersø vandet ved indgangen til Øresund, der til en vis grad holder det lavsaline vand ude fra Øresund. Området fra det sydlige Øresund (st. 3005) til det nordlige Øresund (st. 1939) er præget af en relativ stor variation af ferskvandsindholdet i de øverste 17 m. I den sydlige del af Øresund ses en relativ stor variation, der afspejler den topografisk bestemte salinitetsfront mellem Kattegat og Østersø vand. Fra området nord for Ven ses igen et kraftigt fald i ferskvandsindholdet som afspejler en kraftig blanding i området ud for Helsingør. Frem mod den centrale



Figur 19.3 Oversigt over de anvendte opsætninger af COHERENS med en horisontal opløsning på hhv. 4x4 (a), 2x2 sømil (c) og 1x1 sømil (d). Opsætningen i 4x4 dækker hele Østersø- og Nordsøområdet og til sammenligning med de øvrige opsætninger er der vist et udsnit af de indre danske farvande fra 4x4 opsætningen (b). Bundtopografien er kontureret og landmasken viser den anvendte gitterstørrelse i modellen.

Kattegatstation (st. 413) ses en svag stigning i ferskvandsindholdet. Dette kan skyldes tilførsel af udstrømmende ferskvand fra Storebælt, der bevæger sig nordøst over mod svenskekysten og bidrager dermed til ferskvandsindholdet her.

I modsætning til Øresundsnittet er snittet igennem Storebælt karakteriseret ved en forholdsvis jævn kurve, der indikerer, at blandingsraterne her er karakteriseret ved at være forholdsvis konstante. Der ses en gradvis stigning i variabiliteten fra det vestlige Kattegat ned gennem Samsø Bælt med den største variation i selve Storebælt. Nord for Samsø Bælt ses der et svagt fald i ferskvandsindholdet op mod st. 409.

For begge snit gælder at ferskvandsindholdet i den centrale del af Kattegat er omkring 4 m. Variationen mellem sommer- og vinterværdierne afspejler den store afstrømning til Østersøen i forårsmånederne, idet ferskvandsindholdet er lidt større om sommeren.

Modellering af de indre danske farvande

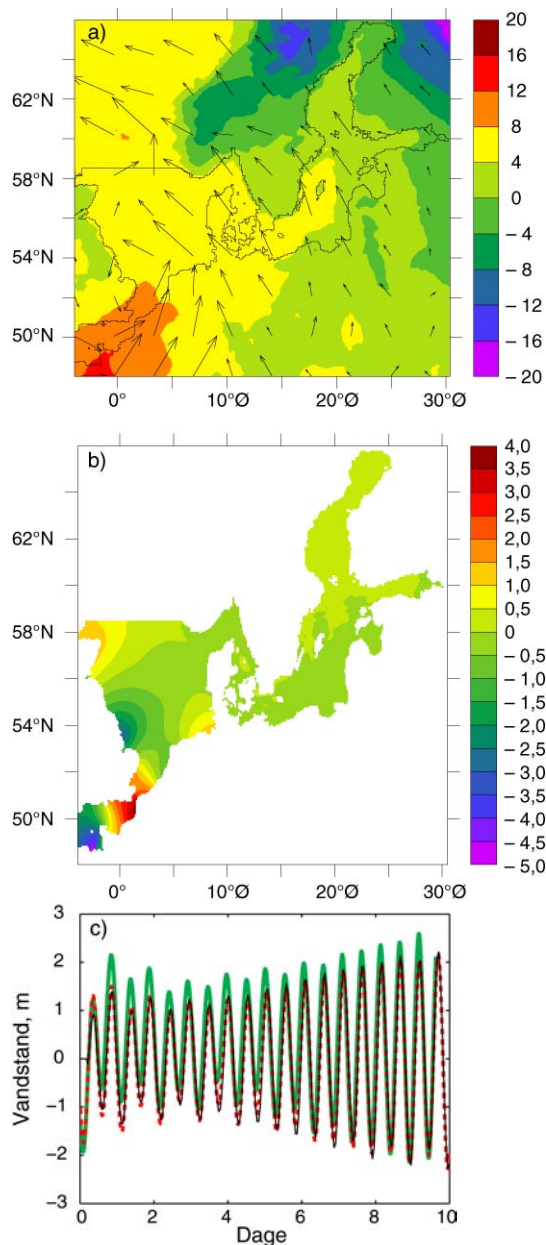
Til bestemmelsen af blandingsprocesser og transporter igennem de indre danske farvande benyttes en numerisk cirkulationsmodel over området. Den anvendte model er en såkaldt "primitiv ligning model" der løser de hydrodynamiske ligninger ved at formulere differentilligningerne på et gitter som endelige differenser. Modellen er baseret på modelsystemet COHERENS som er en tilgængelig (open source) cirkulationsmodel udviklet igennem en række EU-projekter (Luyten et al. 1999).

Det anvendte numeriske gitter er et sfærisk C-gitter (figur 19.3) og den vertikale opløsning er bestemt ved et sigma-koordinatsystem, hvilket betyder, at der er det samme antal lag i modellen uanset hvor dybt der er. De vertikale lag er fordelt ækvidistant. Modellen løser momentumligningerne og stofbevarelsesligningerne i 3 dimensioner. Blandingsprocesserne i overfladelaget bestemmes ved en såkaldt k-epsilon turbulensmodel, der beskriver blandingsintensiteten som funktion af de turbulente diffusive momentum- og energitransporter mellem havet og atmosfæren. Modellen har en fri overflade, hvilket betyder, at vandstandsændringer, fx fra tidevandet, bliver modelleret eksplicit.

Modellen drives af meteorologiske felter af bl.a. vindstress og overfladetemperatur, som opdateres i modellen med 1 times intervaller (figur 19.4a). Felterne bliver dannet fra den operationelle vejrmodel der drives ved Danmarks Miljøundersøgelser (Brandt et al. 2001). Derudover drives modellen af tidevandsbølgen på de åbne rande i Nordsøen og i den engelske kanal. Tidevandsbølgen er bestemt ud fra en barotrop tidevandsmodel (Egbert et al. 1994), der udnytter dataassimilation af vandstandstidsserier i Nordsøområdet. Faser og amplituder er blevet bestemt for de 4 primære tidevandskonstituentter (M2, S2, K1 og O1) på randene, og disse bestemmer vandstandspåvirkningen i modellen. Flodtilførslen til Østersøen og Nordsøen er bestemt ved den månedlige klimatologi for de 19 største floder i området. Den samlede ferskvandstransport til Østersøen er skaleret, så den svarer til den årlige middeltilførsel på 470 km³. Modellens bundtopografi er baseret på et højopløseligt atlas for Bælthavet og Øresund med en opløsning på 0.5' x 1' og et grovere for resten af Østersøen med en opløsning på 1' x 2' (Seifert et al. 2001). I Nordsøen er der anvendt et 5'-atlas ETOPO5 (ETOPO5 1988). Modellens landmaske er baseret på det højopløselige GLOBE-atlas, der har en opløsning på 30"x30" (Hastings & Dunbar 1999). Bundtopografien er bestemt som middeldybden i de enkelte gitterceller. Modellens batymetri er efterfølgende udjævnet ved at anvende et filter der midler batymetrien i det enkelte gitterpunkt i forhold til de omkringliggende punkter. Den rumlige udjævning er derfor mindst i de højopløselige opsætninger.

Modelopsætning for Østersø/Nordsø området

Strømningen igennem de indre danske farvande er i høj grad styret af vandstandsforskelle imellem Kattegat og Østersøen, og disse er igen bestemt af vindforhold henover Nordsøen og Østersøen. For at bestemme disse overordnede påvirkninger har vi opsat en model over hele Nordsø- og Østersøområdet. For at kunne beregne forholdene i dette



Figur 19.4 (a) Eksempel på meteorologiske felter anvendt i modellen (5/1 - 2001, kl. 12.00) af vind og overfladetemperatur. (b) Den barotrope tidevandsbølge i 4x4-opsætningen drives fra randen af den nordlige Nordsø og i den engelske kanal. Vandstandsændringen er kontureret i enheden m. (c) Eksempel på sammenligning mellem modelleret vandstand ved Whitby (syd for Middlesbrough, 54.5 N) (sort), observeret vandstand (grøn) og analyseret vandstand der kun indeholder påvirkningen fra de 4 tidevandskonstituentter (stiplet rød).

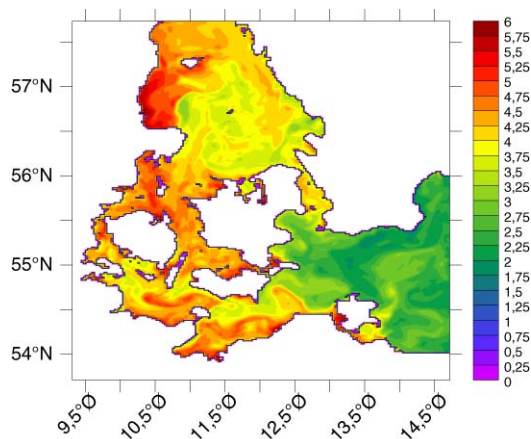
store område er der anvendt en forholdsvis grov opløsning på 7500 m langs breddegraden og ca. 7500 m langs længdegraden. Denne opløsning vil nedenfor blive refereret som "4x4", da opløsningen ca. svarer til 4x4 sømil. Denne opsætning har 20 vertikale lag.

Ved at analysere den observerede vandstand således at kun den periodiske variation fra de 4 mest betydende tidevandskonstituentter er medtaget, ses at modellen og den analyserede tidsserie er i god overensstemmelse med observationerne (figur 19.4c). Tidevandsamplituden aftager op langs den jyske vestkyst, så tidevandsamplituden ved indgangen til Kattegat kun er omkring 40 cm, og den aftager til ganske få centimeter i Østersøen. Vindstuvningseffekter i Skagerrak og den vestlige Østersø betyder, at vandstandene her kan ændre sig med op til 1 m på tidsskalaer på 1 - 2 uger. Denne effekt har stor betydning for gennemstrømningen igennem bælteerne og Øresund, idet en forhøjning af vandstanden i Skagerrak i forhold til Østersøen betyder indstrømning af Skagerrakvand og vice versa. Den regionale 4x4 opsætning beskriver derfor både tidevand og de regionale vindstuvningseffekter, der skyldes vindens påvirkning over store strækninger i Nordsøen og/eller Østersøen.

Modelopsætning for de indre danske farvande

For at beskrive forholdene i de indre danske farvande skal der anvendes en højopløselig model på grund af de topografiske forhold. De snævre passager i bælteerne og Øresund, samt den varierende bundtopografi har stor betydning for blandingsforholdene, og derfor kan en relativ grov model som 4x4-opsætningen ikke direkte anvendes i en sådan analyse. Som følge af dette, har vi opsat en afgrænset model for de indre danske farvande, og for at undersøge modelresultaternes følsomhed overfor modelopløsningen er der opsat to versioner af modellen med hhv. 2x2 og 1x1 sømils horisontal opløsning og med 10 vertikale lag (figur 19.3c,d). I sammenligning med 4x4-opsætningen ses at en række topografiske detaljer er opløst i modellen, og samtidig er modellens batymetri mere repræsentativ for området hvilket især gælder de dybe render i Storebælt, som nu er opløst i modellen. Figuren af dybdeforholdene i 4x4-versionen er præget af de store dybder i Norske rende og i Østersøområdet omkring Gotland. I 2x2 og 1x1 versionen ses, at de snævre forbindelser i bælteerne og Øresund bliver mindre når opløsningen øges, og dette har indflydelse på modellens evne til at beregne transporterne. De grovere opløsninger nødvendiggør, at de snævre løb får en større minimumsbredde som bliver bestemt af modelopløsningen frem for den faktiske topografi.

Modellen har åbne rande til Skagerrak ud for Skagen og til Østersøen i et nord-syd snit ved Bornholm, og randbetingelserne på disse bestemmes fra 4x4-opsætningen. Metoden til bestemmelsen af randbetingelserne består i, at 4x4-modellen først simulerer et helt år for at opnå dels en ligevægtstilstand hvad angår den generelle vandstandsforhold.



Figur 19.5 Overfladetemperaturen den 15. marts 2003 bestemt ud fra 1x1-opsætningen. Variabiliteten i strømmingen afspejles i variationer af overfladetemperaturen, der indikerer tilstedeværelsen af større hvirvler. Opstrømningsområder er kendetegnet ved relativt høje temperaturer fra det varmere vand dybere i vandsøjlen.

mellem Østersøen og Nordsøen, og dels en dynamisk konsistent fordeling af temperatur og salinitet i området. Herefter integreres modellen i endnu et år hvor modellens værdier af temperatur, salinitet og vandstand på de to åbne rande gemmes for hver time i året. Det sidste år genkøres herefter med de højopløselige modeller, hvor randværdierne fra 4x4-opsætningen læses ind undervejs. De højopløselige modeller startes med begyndelsesbetingelser af temperatur og salinitet, der interpoleres fra det grove til det fine gitter, og tilsvarende interpoleres randbetingelserne ind på de finere gitterrande.

Denne indkapsling af en højopløselig model i en grovere model betyder, at computerberegningerne bliver mere overkommelige, dvs. at simuleringerne kan foretages indenfor nogle få uger til måneder. Ulempen ved denne metode er, at randbetingelserne er vanskelige at bestemme nøjagtigt, og at der ikke er momentum- og energibevarelse ved interpolationen imellem de to modelopsætninger på randene. Disse forhold er dog vurderet til at være sekundære i forhold til analysen i dette afsnit.

Modelberegnet variabilitet af overfladefelter

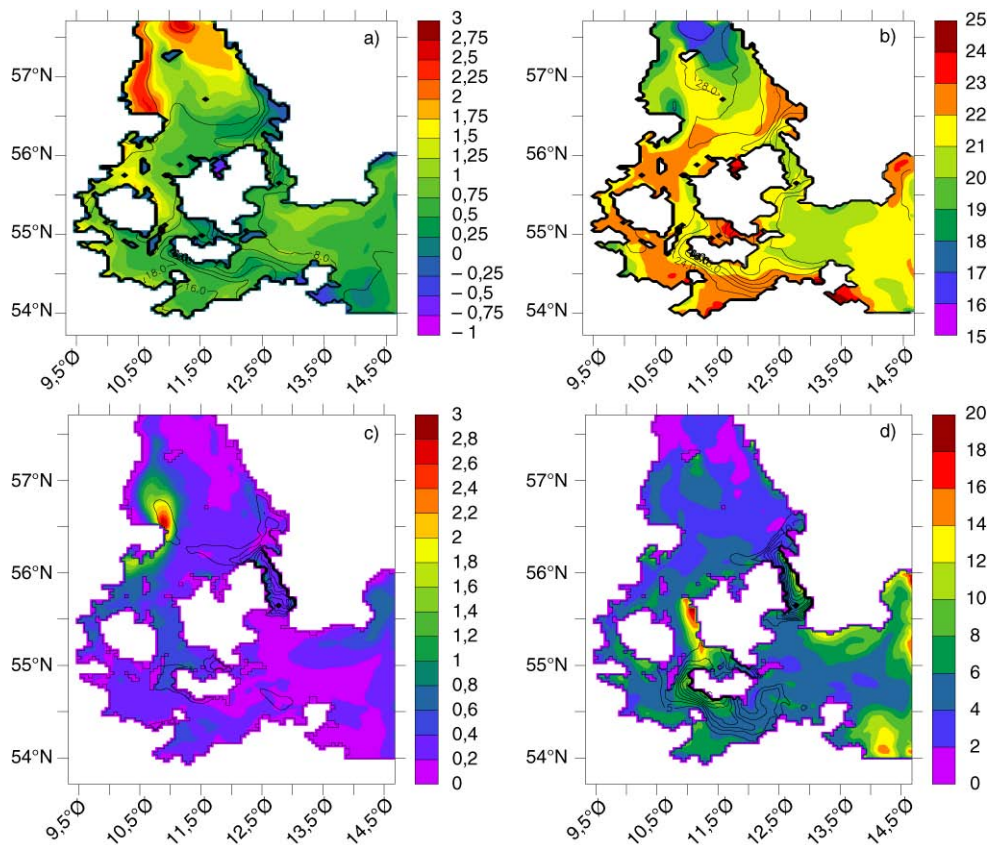
Den turbulente strømning i de indre danske farvande kan modelleres med højopløselige modeller, der beskriver hvirvler eksplicit. Hvirvler dannes i en turbulent strømning, og størrelsen af disse er afhængig af, hvilke kontrollerende faktorer der dominerer. I de indre danske farvande vil det i mange områder være friktionen, der kontrollerer strømmingen, men i de åbne havområder kan frie hvirvler etableres, og her vil det være Jordens ro-

tation og den interne stratifikation der sætter skalaen for sådanne hvirvler. Denne skala, der benævnes Rossbys interne deformationsradius, er omkring 2 - 10 km i overgangszonen, og derfor er den anvendte modelopsætning på 1 sømil (=1852 m) i stand til at opløse de største af disse hvirvler. Hvirvler større end den interne deformationsradius skyldes topografiske effekter, som det fx ses i det centrale Kattegat, der i mange perioder er domineret af en anticyklonal (mod uret) hvirvel. Som et eksempel på områdets variabilitet er der vist en figur (figur 19.5) fra marts måned 2003, hvor filamenter af temperaturfeltet indikerer variabiliteten på mindre skala.

Variabiliteten i de indre danske farvande kan kvantificeres ved at analysere den rumlige fordeling af variansfelterne af temperatur og salinitet. Variansen er et udtryk for den tidslige variabilitet i en given periode og kan dermed indikere frontzoner eller andre områder med en stor tidslig variation. Månedsmiddelfelterne af temperatur og salinitet i overfladen er vist for henholdsvis februar og juli måned i 2003 (figur 19.6a,b). Forholdene i februar er kendetegnet ved kolde vandmasser i Bælthavet og i det centrale Kattegat, og varme indtrængende vandmasser fra Skagerrak samt i et område op langs den jyske østkyst i Ålborg bugt. Det omvendte billede gør sig gældende i juli måned hvor de koldeste vandmasser befinder sig langs kyststrækningen ud mod Ålborg bugt og i den indtrængende vandmasse fra Skagerrak. I øvrigt er lavvandede områder kendetegnet ved at være noget varmere i denne periode, som det for eksempel ses i Smålandsfarvandet.

Variansen i februar måned af overfladefelterne viser nogle markante områder i Ålborg bugt lige nord for Djursland. Dette gælder både variansen i temperatur- og salinitetfelterne. I dette område skyldes variationen vindpåvirkningen, der medfører en opstrømning af varmt vand som giver sig udslag i den lidt højere temperatur. Tilsvarende betyder opstrømningen i juli måned at bundvandet, der i denne periode er lidt koldere end overfladevandet, afkøler overfladetemperaturen. Variansen af månedsmiddelfelterne varierer i øvrigt fra år til år, idet fx forholdene i februar 2002 (ikke vist) ikke viser så markant en variation i dette område. Men områdets topografi og de relativt lave dybder på omkring 10 - 15 m medfører en generel kraftig påvirkning af overfladefelterne og kan derfor identificeres som et aktivt blandingsområde.

Variationen i overfladesaliniteten (konturer, figur 19.6c,d) afspejler gradienten i saliniteten både i februar og i juli. Der ses en stor variabilitet i Øresund, jvf. diskussionen omkring ferskvandsindholdet i den øvre del af vandsøjlen, samt i Femer Bælt i juli måned. Nord for Øresund viser den



Figur 19.6 (a) Middelfelter af overfladetemperaturen ($^{\circ}\text{C}$) og saliniteten i (a) februar og (b) juli 2003. Saliniteten er kontureret. Variansen af temperaturen ($^{\circ}\text{C}^2$) og variansen af saliniteten (kontureret) er vist for februar i (c) og juli 2003 i (d). Bemærk den ikke-lineære farveskala. Modelresultaterne er fra 2x2-opsætningen.

samtidige forgrening i saliniteten og variationen af denne, at det udstrømmende vand forgrener sig ved indgangen til Kattegat. I juli måned er der en del variation langs Sjællands vestkyst, der skyldes opblanding af koldere vand under blandingslaget.

Modelberegnet variabilitet af bundfladefelter

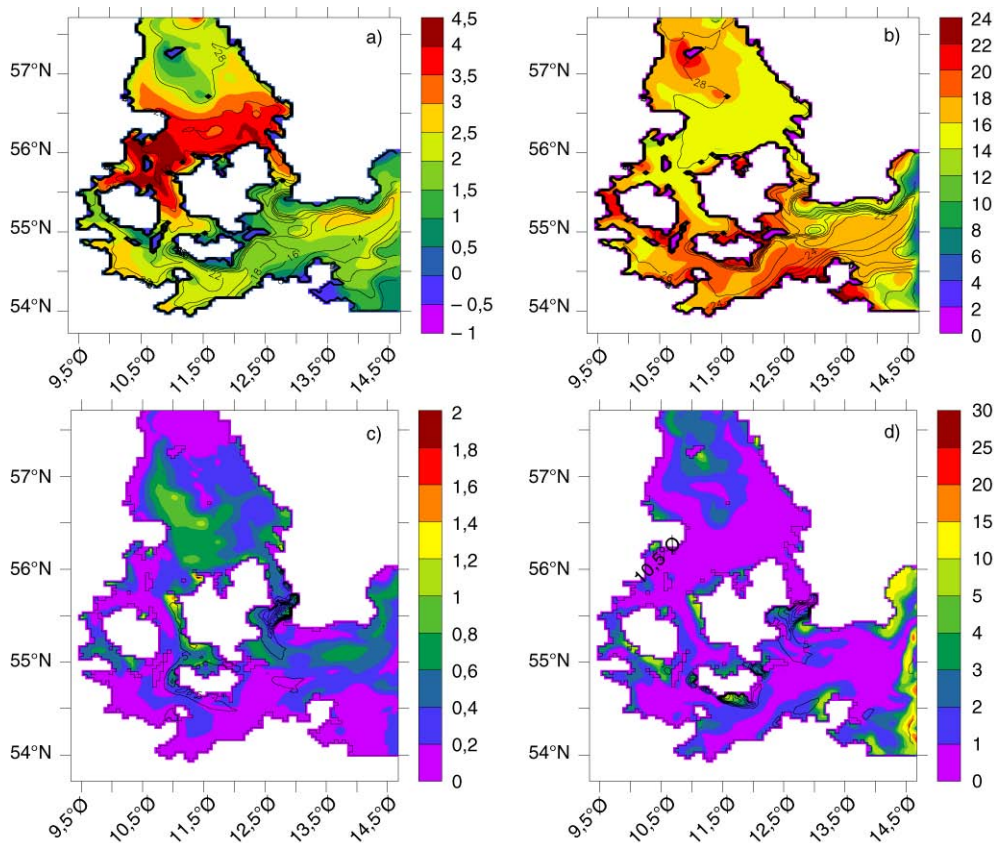
Bundfelter af temperatur og salinitet, samt variationen af disse, er vist i figur 19.7 for de samme perioder, som vist for overfladefelterne. Bundtemperaturen ses at være højest i det centrale Kattegat, svarende til de områder der har den største dybde. I forbindelse med opvarmningen af overfladetemperaturen langs den jyske østkyst, som vist ovenfor, ses en tunge af varmt vand der strømmer op mod området fra det nordlige Samsø Bælt. Dette ses også som en tunge af bundvand, som har en relativ høj salinitet i området, der kun er omkring 10 m dybt. Dette understøtter analysen af overfladefeltet, og indikerer at området har en vis betydning for vandmassestransformationen i Kattegat. Dette ses også i variansfeltet for bundtemperaturen, som er forhøjet i den centrale del af Ålborg bugt.

Variationen i salinitetsfeltet er domineret af området i det sydlige Øresund. De lave bundtempe-

raturer, der ses ved Østersøranden afspejler områdets relativt store dybder på op til 60 m. Dybdeforholdene her giver også anledning til stor variation i bundsaliniteten.

Transportbestemmelse ved kunstige alderssporstoffer

Transporten af vandmasserne i de indre danske farvande sker på tidsskalaer på 2-6 måneder, hvilket er den residenstid, der karakteriserer størstedelen af området. For at bestemme den overordnede transport i bundvand og overfladevand er der indsat kunstige alderssporstoffer i modellerne. Disse sporstoffer henfalder med en konstant henfaldskonstant, og fungerer derfor på samme måde som et radioaktivt sporstof. Henfaldskonstanten er her sat til 90 dage, dvs. at koncentrationen af sporstoffet er faldet til ca. en tredjedel tre måneder efter, at sporstoffet har forladt sin kilde. Der benyttes to sporstoffer i nedenstående analyse, som henholdsvis vil blive betegnet som et "blåt" og et "rødt" sporstof. Begge henfalder med ovennævnte tidskonstant, men det "blå" sporstof sættes til værdien 1 på Skagerrakranden hvorimod det "røde" sporstof sættes til værdien 1 på Østersøranden.



Figur 19.7 (a) Middelfelter af bundtemperaturen ($^{\circ}\text{C}$) og saliniteten i (a) februar og (b) juli 2003. Saliniteten er kontureret. Variansen af temperaturen ($^{\circ}\text{C}^2$) og variansen af saliniteten (kontureret) er vist for februar i (c) og juli 2003 i (d). Bemærk den ikke-lineære farveskala. Modelresultaterne er fra 2x2-opsætningen.

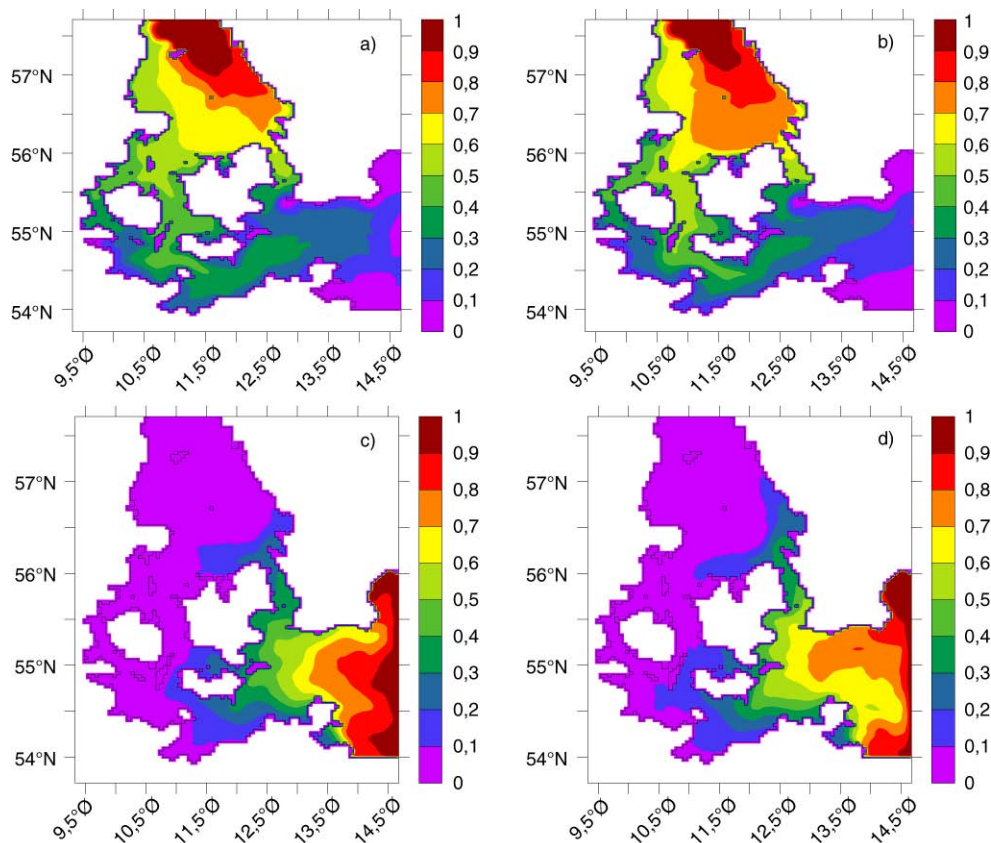
I figur 19.8 er månedsmiddelfelterne af det "blå" og det "røde" sporstof vist henholdsvis på bunden og i overfladen for september måned i 2002 og 2003. Især i sommer- og efterårsperioderne er ventileringen af bundvandet med Skagerrakvand vigtig for iltforholdene i området. I 2002 ses det sydlige område af Kattegat at have en koncentration omkring 0,6 af det "blå" sporstof og i 2003 ses det samme område at have en koncentration på omkring 0,7. En tidsskala (τ) for disse koncentrationer kan bestemmes ved følgende relation; $\tau = -90 \text{ dage} * \ln(\text{koncentrationen})$, hvilket for værdier på 0,6 og 0,7 giver henholdsvis 46 og 32 dage. Dvs. at bundvandet i 2002 ved indgangen til Bælthavet i middel havde opholdt sig 14 dage længere i Kattegat end i 2003. Overordnet set er fordelingen mellem 2002 og 2003 nogenlunde ens, men for eksempel for iltforholdene kan forskelle imellem årene have betydning for, hvor stor iltkoncentrationen er ved indgangen til bælte og Øresund.

I modsætning til bundvandet, der er påvirket af topografi og friktion, er den mere fri overfladestrømning tydelig i fordelingen af det "røde" sporstof. Østersø vandet strømmer mod Øresund og Femer Bælt, og koncentrationen går mod nul i det nordlige Øresund og ved indgangen til Storebælt. Koncentrationsændringen her skyldes både den

tid, der er gået siden vandet forlod Østersøranden ved Bornholm, samt den opblanding der finder sted undervejs. I modsætning til bundvandet er opblanding af overfladevandet betydelig, og derfor kan fordelingen af sporstoffet ikke umiddelbart relateres til en tidsskala. Fordelingen viser derfor primært de dominerende transportveje for overfladevandet, og graden af opblanding undervejs. Udstrømningen fra Øresund ses at fordele sig mod vest og mod nord i både 2002 og 2003. Denne opdeling af strømningen kan også ses af temperatur og salinitetsfelterne i figur 19.6, og indikerer en recirkulation af det udstrømmende Øresundsvand.

Konklusion og perspektivering

I dette temaafsnit er blandingsprocesserne i de indre danske farvande analyseret, dels på basis af en analyse af ferskvandsindholdet i overfladelaget igennem overgangszonen, og dels på grundlag af højopløselige numeriske cirkulationsmodeller over området. For at opløse variabiliteten i forbindelse med hvirveldannelse og lokale opstrømnings- og nedstrømningsområder forudsættes en rumlig skala i de numeriske modeller på ned til omkring 1 - 10 km. Vi har anvendt modeller i tre opløsninger på hhv. 7,5x7,5km (4x4) , 3,7x3,7 km (2x2) og 1,85x1,85 km (1x1) og studeret variabiliteten i disse.



Figur 19.8 Fordelingen af månedsmiddelfeltet af det "blå" sporstof ved bunden i september måned i årene (a) 2002 og (b) 2003. Værdien af det "blå" sporstof er 1 ved Skagerrakranden. Fordelingen af det "røde" sporstof i overfladen er vist i (c) 2002 og (d) 2003. Værdien af det "røde" sporstof er 1 ved Østersøranden ved Bornholm. Henfaldskonstanten for begge sporstoffer er 90 dage. Modelresultaterne er fra 2x2-opsætningen.

Ud fra månedsmiddelfelter af temperatur og salinitet i overfladen og på bunden samt variansen af disse, er der konstrueret en foreløbig kortlægning af variabiliteten i området. Variationen af overfladefelterne i de undersøgte perioder er størst i Øresund og i Femer Bælt svarende til områder med store horisontale salinitetsgradienter. Markante opstrømningsområder er i perioder identificeret i Ålborg Bugt og dette område kan være et vigtigt blandingsområde for det sydlige Kattegat. Udstrømningen fra Øresund fordeler sig i de opsatte modeller mod vest og nord, og en betydelig del af Øresundsvandet recirkuleres dermed i den anticyklonale celle der i perioder dominerer forholdene i Kattegat. Ved anvendelse af kunstige aldersporstoffer i den numeriske model over området ses en relativ stor mellemårlig variation af bundvandet i Kattegat. Sammenligning mellem september måned 2002 og 2003 indikerer således at opholdstiden for bundvandet i det sydlige Kattegat var 14 længere i 2002 end i 2003.

Ovennævnte modelresultater viser potentialet for at udforske variabilitetens betydning for blanding og transportprocesser i de indre danske farvande med numeriske modeller. Variabiliteten i området er ikke særlig velbeskrevet, og det skyldes dels at

omkostningerne ved at udføre de numeriske beregninger har været for høje, og dels at der ikke har været kontinuerte målinger, der er blevet analyseret for variabiliteten. Begge forhold er ændret i løbet af de sidste 5 - 10 år, idet der nu både er mulighederne for at integrere højopløselige computermodeller og samtidig er der blevet indsamlet kontinuerte data fra en række bøjer i de danske farvande. Mht. dataindsamlingen skal det fortsat være en prioritet at styrke den kontinuerte dataindsamling, for at der kan opnås en større forståelse af variabiliteten og dennes betydning for stoftransporterne i området. I denne forbindelse er det vigtigt at prioritere både hydrografiske og biogeochemiske parametre, som fx nitrat, ilt og fluorescensmålinger, som kontinuert indsamles fra skibe og bøjer. Med et større datagrundlag af kontinuerte målinger sammenholdt med både målinger fra intensivt monitorerede stationer og analyser af resultater fra højopløselige cirkulationsmodeller kan nogle af de usikkerheder, der i dag er omkring blanding og transportforhold igennem de indre danske farvande, reduceres.

Del 4 – Sammenfatning og konklusioner

De danske farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. Det giver meget forskellige marine økosystemer, der spænder fra små lukkede nor med stillestående vand med lav saltholdighed til åbne farvandsområder med høj saltholdighed og stor gennemstrømning. Miljø- og naturkvaliteten er stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land, samt den veludviklede industri resulterer i udledninger og tab af forurenede stoffer til havet (se Del 1). Hertil kommer yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, skibstrafik, ral- og sandsugning, brobyggeri samt olie- og gasudvinding.

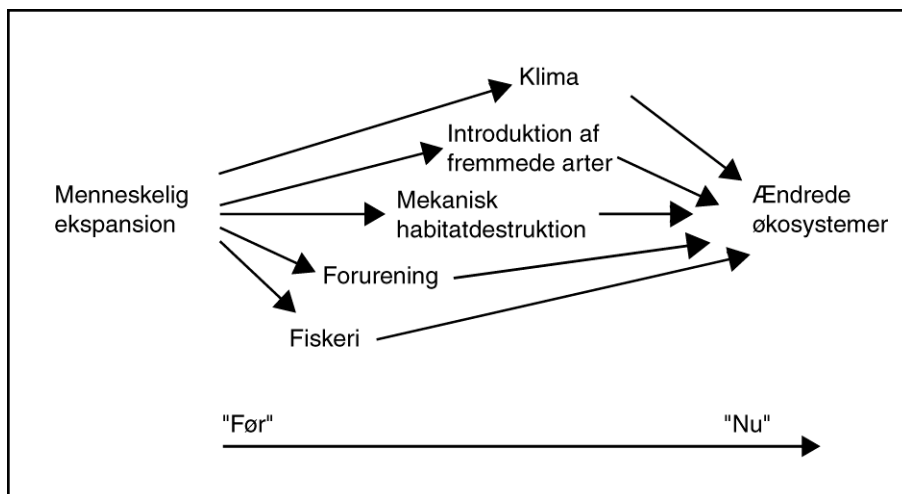
Det danske overvågningsprogram er tilrettelagt med fokus på de mest betydende påvirkningsfaktorer og effekter, først og fremmest 1) eutrofiering, inkl. fysiske forhold og modellering, 2) biodiversitet og naturtyper, og 3) miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitoring.

NOVANA-programmet gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, samt gøre rede for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt, dels fordi overvågningen er koordineret og landsdækkende, dels fordi alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret.

I international sammenhæng er overvågningsprogrammet unikt. Først og fremmest fordi det er hensigtsmæssigt organiseret, har relativt faste økonomiske og faglige rammer, samt er baseret på konsensus. Hertil kommer, at det dækker såvel påvirkninger som miljø- og naturforholdene i bredeste forstand, jf. figur 1. Overvågningsprogrammet gør det muligt at udarbejde årlige vurderinger af både den aktuelle tilstand og langtidsudviklingen i miljø- og naturforholdene. Den viden, som dokumenteres i kraft af overvågningsprogrammet, er helt afgørende for den kontinuerte vurdering af effektiviteten af de politisk besluttede handlingsplaner. Kun med et fagligt afbalanceret og geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en vidensbaseret forvaltning af de danske kystvande og åbne havområder.

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2004, samt udviklingen siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Sammenfatningen er som tidligere fokuseret på de enkelte variable og indikatorer.

Det overordnede billede og udviklingstendenserne i miljøtilstanden kan variere fra forholdene i lokale områder, som er grundigt beskrevet i de regionale myndigheders rapporter (se kapitel 24).



Figur 1 Oversigt over de forhold, som påvirker miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Bemærk den historiske rækkefølge og udvikling. Efter Jackson et al. 2001.

20 Tilstand og udvikling

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2004, samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I.

Vejrforhold og hydrografi

Årsmiddeltemperaturen i 2004 var 1,0° C højere end normalen for perioden 1961-90, men juni og juli var koldere end normalt. Vindhastighederne var generelt lavere end normalt, og hyppigheden af kraftig blæst var usædvanligt lav i alle måneder, undtagen i juni og september. Årsnedbøren var i 2004 ca. 15% højere end normalt. Især var månederne januar, juni-august og oktober meget våde, mens nedbøren i maj og november var under normal.

I forbindelse med blæsten i sidste halvdel af september fandt årets største indstrømning af vand fra Skagerrak sted. Denne indstrømning tilførte så store mængder iltholdigt vand, at iltsvindet i Bælthavet stort set ophørte. Nettoudstrømningen fra Østersøen var i 2004 på 490 km³, hvoraf 315 km³ og 175 km³ løb ud hhv. øst og vest om Læsø. Nettoudstrømningen var dermed lidt større end langtidsmidlen på ca. 475 km³ pr. år.

Næringsstofftilførsler og -koncentrationer

Trods den store nedbør var ferskvandsafstrømningen kun 6% højere end normalt, da en stor del af nedbøren faldt om sommeren, hvor fordampningen er stor. Afstrømningen var 20% over middel i februar og også over middel i september-december, men lav i marts-juni. Udledningerne af kvælstof til kystvandene var i 2004 på 75.300 t, hvilket var ca. 14% under middel for perioden 1989-2003. Især var udledningerne lave i januar og i perioden marts-september, mens de var over middel i februar. Udledningerne af fosfor var i 2004 på 2.160 t, hvilket svarer til niveauet i de tørre år 1996-97 og var 68% mindre end udledningerne i 1989-90. Ca. 10% af kvælstofudledningerne og 46% af fosforudledningerne stammede i 2004 fra punktkilder og resten fra diffus udvaskning fra jorden.

For henholdsvis kvælstof og fosfor svarer udledningerne i 2004 til ca. 60% og 22% af de skønnede udledninger midt i 1980'erne. Dvs. effekten af vandmiljøplanerne på udledningerne af kvælstof til kystvandene ved den næsten normale ferskvandsafstrømning i 2004 endnu ikke er slået fuldt igennem. Faldet i fosforudledningerne opfylder til fulde de internationale aftaler om en 50% reduktion, mens reduktionen i kvælstofudledningerne til OSPAR området (Nordsøen, Skagerrak og Kattegat) endnu ikke opfylder kravet. Udledninger af kvælstof til vandmiljøet i HELCOM området

(Kattegat, Øresund, Bælthavet og Østersøen) opfylder kravet i år med normal afstrømning.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande var i 2004 på 107.000 tons. Beregningerne er foretaget med en ny og bedre model, der giver ca. 13% mindre deposition på de danske farvande end den tidligere model. Depositionen i 2004 svarer derfor til depositionen i 2003 på 124.000 t. Et gennemsnit over alle målestationer viser et signifikant fald i både våd- og totaldeposition, og det vurderes, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofdeposition på 20% i perioden 1989-2004. Den danske andel i deposition på de samlede danske farvande er på basis af modelberegningerne vurderet til ca. 19%. Den danske andel var størst i Lillebælt og det nordlige Bælthav (33-34%) og mindst i Østersøen og Nordsøen (13-14%). Den danske andel er større end tidligere angivet pga. skiftet til en ny model.

Med NOVANA-programmet er der indført modellering af vand- og næringsstoftransporter i 11 såkaldte E2+ kystvande (svarende til typeområder i NOVA-programmet). Modelleringen er under opbygning, og der er derfor endnu for lidt information til en generel vurdering af tilstand og udvikling i transporterne. I NOVANA indgår også modellering af vand- og næringsstoftransporter gennem de indre danske farvande. Næringsstoftransporterne er beregnet for 2004, og usikkerhederne taget i betragtning adskiller de sig ikke fra tilsvarende beregninger for årene 1998-2000.

Næringsstoffkoncentrationerne var lave i 2004, og kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviste fortsat klare faldende tendenser, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen. Disse resultater tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. Tilsvarende initiativer i vores nabolande kan ligeledes have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.

Plankton

Forårsopblomstringen af fytoplankton startede tidligt i 2004 – i Bælthavet allerede i begyndelsen af februar og varede ved i marts. De relativt store næringsstoffudledninger i februar gødede opblomstringen. Generelt var året præget af relativt høje årsbiomasser og klorofylkoncentrationer. Det mest bemærkelsesværdige var en meget langvarig (april-juni) opblomstring af silicoflagellaten *Dictyocha speculum* i området omkring Lillebælt, der resulterede i biomasser og klorofylkoncentrationer langt over det normale på den tid af året. Opblomstringen udnyttede tilsyneladende næringsstoffer fra

bundvandet pga. et højtliggende springlag og opblanding af bundvand til overfladelaget. Der er ikke set en tilsvarende opblomstring af *D. speculum* siden 1983, hvor den første gang optrådte i det samme område. Ligesom i 1983 blev der i 2004 registreret fiskedød i havbrug, men det kunne ikke eftervises, at *D. speculum* var årsag til dette. I maj blev der i Århus Bugt, Skive Fjord og Ho Bugt fundet høje koncentrationer af raphidophyceen *Chattonella* sp., der for første gang blev set i masseforekomst i Danmark i 1998, og som ved tidligere forekomster, men ikke i 2004, har forårsaget fiskedød.

Miljøtilstanden i de frie vandmasser var markant dårligere i 2004 sammenlignet med både 2003 og de foregående 5 år. Det gælder både i fjorde, Bælthavet og Kattegat og for alle tre parametre: sigt-dybde, klorofylkoncentration og algevækst.

I fjordene er der nu en signifikant negativ udvikling i sigtddybde i perioden fra 1993 og frem. Sigt-dybden er dog stadig større og klorofylkoncentrationen mindre i perioden 1993-2004 sammenlignet med perioden 1978-92, sandsynligvis pga. reduktionen i fosfortilførslen fra punktkilder frem til 1993.

I Bælthavet er der stadig en signifikant positiv udvikling i sigtddybden, men ændringen er nu kun beregnet til +0,8% pr. år mod +1,6% sidste år. For klorofyl er der ikke længere en positiv udvikling. Indtil 2003 var faldet beregnet til 2,3% pr. år. Ændringerne skyldes, at værdierne for 2004 var markant dårligere end året før, også selvom der korrigeres for klimaeffekter. Dette skyldes især den store og langvarige forårsopblomstring af planktonalger i februar-marts, og den helt usædvanlige masseforekomst af *D. speculum* i april-juni.

I Kattegat er der stadig en signifikant positiv udvikling, når man betragter hele perioden fra 1989 til 2004, men ligesom for Bælthavet er den svagere, når 2004 medtages i tidsserien. Indtil 2003 var udviklingen +0,6% og -2,1% for hhv. sigtddybde og klorofylkoncentration. Medregnes 2004 er den formindsket til hhv. +0,4% og -1,3%.

Biomassen af kiselalger og dinoflagellater, de to dominerende grupper af fytoplankton, samt forholdet mellem dem har siden 1989 varieret fra år til år i fjorde og kystnære områder uden en overordnet tendens til stigning eller fald. Det gælder også, selvom biomassen af kiselalger korrigeres for klimatiske variationer, mens der for dinoflagellater ikke kunne påvises en signifikant sammenhæng med klimatiske parametre. I de åbne indre farvande er både den observerede og den afstrømningskorrigerede biomasse af kiselalger faldet signifikant siden 1979. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i kiselalgebio-massen. Biomassen af dinoflagellater i de åbne farvande er

derimod faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne, hvorved forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater er steget signifikant.

Zooplanktonsamfundene udviste i 2004 stadig ingen udviklingstendenser, undtagen i Ringkøbing Fjord, hvor der skete et markant skift ved ændring af slusedriften og indvandring af sandmuslinger i 1996-97.

Iltsvind

I Bælthavet og østjyske fjorde udvikledes i 2004 et usædvanligt tidligt og udbredt iltsvind i juli-august, sandsynligvis især pga. *D. speculum* opblomstringen. Kraftig vind og indstrømning af nyt bundvand i september afsluttede dog stort set iltsvindet, og både i kystvande og åbne indre farvande var iltsvindet i 2004 generelt mindre udbredt og af kortere varighed end i 2002 og 2003.

Iltforholdene i fynske fjorde og Det sydfynske Øhav samt alle åbne indre farvande og Arkonahavet er blevet signifikant forværrede siden hhv. 1977 og slutningen af 1960'erne. Ved multiple regressionsanalyser er det påvist, at iltindholdet sommer-efterår i fjorde og kystvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli året før til juni samme år) og af vindstyrken i juli-september. I de åbne indre farvande afhænger iltindholdet sommer-efterår af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år, indstrømning af bundvand i maj-september og temperaturen i Skagerrak i januar-april.

Bundvegetation og bunddyr

Både ålegræssets dybdegrænse og dækningsgraden på 1-4 m dybde er generelt gået tilbage i inderfjordene i perioden 1989-2004. Bestandene i yderfjordene og langs de åbne kyster har ikke vist signifikante udviklingstendenser, bortset fra et fald i ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervallet 1-2 m. Udviklingen i ålegræsset afspejler dermed ikke fuldt ud udviklingen i sigtddybden, som forventet. Mens reduktionen i dybdegrænse og dækningsgrad i inderfjordene kan skyldes, at fjordenes sigt-dybde generelt er faldet, afspejler ålegræsbestandene langs de åbne kyster ikke den forbedrede sigtddybde her. Andre forhold end lyset må derfor også spille en væsentlig rolle i reguleringen af ålegræsset. Eksempelvis kan iltsvindshændelser have forhindret ålegræsbestandene i at brede sig ud på dybere vand. Skrab efter muslinger kan også have medvirket til at reducere ålegræssets dybdegrænse i visse områder.

Der var ingen signifikant udvikling i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i fjorde og kystvande gennem perioden 1989-2004, bortset fra et fald på 1-2 m dybde i inderfjordene. Vegetationsforholdene på stenrev i Kattegat, som

ligger på dybder over 12 m var i 2004 signifikant bedre end gennemsnittet for perioden 1994-2001, hvilket er i overensstemmelse med den relativt lille næringsstofftilførsel i første halvår af 2004 og lave næringsstilkoncentrationer. En række nye stenrev indgår i NOVANA-programmet og blev i 2004 undersøgt for første gang.

Biomassen og tætheden af bundfaunaen var lav i 2004 i både de kystnære områder og de åbne indre farvande. For de åbne områder var der tale om den hidtil lavest målte tæthed, og tætheden er her faldet signifikant i perioden 1994-2004, mens dette ikke er tilfældet i de kystnære områder. Der var ingen signifikant udvikling i biomassen, hverken i kystvande eller åbne farvande.

Artsrigdommen i bundfaunaen var lav i 2004 i både de kystnære og de åbne farvande. For de kystnære områder var der et signifikant fald gennem perioden 1998-2004, og i de åbne farvande er faldet signifikant for perioden 1994-2004, hvor der er sket en halvering af artsrigdommen med meget lave værdier i 2003 og 2004. I Kattegat er årsagen til det markante fald i artsrigdommen usikkert, mens den faldende artsrigdom i Bælthavet og de kystnære områder skyldes lave værdier i 2003 og 2004 efter iltsvindet i 2002. Der er påvist en generel sammenhæng mellem artsrigdommen og dybden ned til svovlbrintefronten i havbunden.

For første gang er der for bundfaunaen beregnet et indeks – AMBI-indekset – for udviklingen i miljøtilstanden på baggrund af de fundne dyrs følsomhed overfor forureningspåvirkning. AMBI-indekset korrelerede til artsrigdommen, og i de kystnære områder viser udviklingen 1998-2004, at der er sket en signifikant forringelse af miljøkvaliteten, hvilket også viser tilbage til iltsvindet i 2002.

Miljøfarlige stoffer

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2004 viser, at generelt er de danske farvande ubetydeligt til moderat forurenede med tungmetaller. Det højeste niveau mht. bly og cadmium findes i Øresund, mens Vadehavet har de højeste koncentrationer af kviksølv. Sandmuslinger i Ringkøbing Fjord har så høje koncentrationer af nikkel og kobber, at det svarer til markant forurenede i forhold til en almindelig anvendt norsk klassificering af blåmuslinger, mens kviksølvindholdet i blåmuslinger i Vadehavet og Øresund svarer til moderat forurening. Kobber og kviksølv er angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse af flere amter, cadmium, nikkel og zink er i enkelte tilfælde angivet som hindring eller potentiel hindring for målsætningsopfyldelse.

En række miljøfarlige stoffer forekommer i forholdsvist høje koncentrationer i det danske havmiljø.

Selvom koncentrationen i muslinger er lavere end i 2003 udgør tributyltin, TBT, stadig en væsentlig risiko for alvorlige effekter i økosystemet. Af de undersøgte organohalogenforbindelser synes kun koncentrationerne af PCB i muslinger at være på et så højt niveau, at effekter i miljøet ikke kan udelukkes. Mht. tjærestofferne PAH tyder koncentrationen i muslinger på, at kun 4-ringede forbindelser som antracen i visse områder kan medføre effekter. Kilderne til PAH vurderes fortrinsvis at komme fra forbrænding af olie og kul. Alle amter, der undersøger miljøfarlige stoffer, har vurderet, at den miljømæssige målsætning ikke er opfyldt pga. forureningen med miljøfremmede stoffer. Fortrinsvis pga. forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også pga. organoklorforbindelser og PAH.

I NOVANA undersøges der som noget nyt for biologiske effekter af miljøgifte i fisk og muslinger. Hos ålekvabber undersøges frekvensen af misdannede yngel og aktiviteten af afgiftningenszymer i leveren (EROD aktivitet). I muslinger måles den lysosomale stabilitet som et udtryk for deres sundhedstilstand. Desuden er gonadeudvikling og kønsfordeling i blåmuslinger undersøgt i et pilotprojekt. Effekterne er ikke stofs specifikke, men et udtryk for den samlede påvirkning af miljøfarlige stoffer og evt. andre stressfaktorer. Der er i 2004 fundet tegn på, at fisk og muslinger i visse kystnære områder er påvirket af miljøfarlige stoffer i form af øget EROD aktivitet, reduceret lysosomal stabilitet og effekter på reproduktion og kønsudvikling.

Temaafsnit

Temaet om bundfaunadiversitet viser, at bundfaunaens diversitet er følsom over for miljøpåvirkning, og derfor en relevant parameter i miljø- og naturovervågningen. Tilsyneladende er diversiteten i cm-skala, dvs. i den enkelte bundprøve, den, der er mest følsom for tidlige variationer, og det bør være i denne skala, man primært vurderer miljøpåvirkning. De forskellige typologier foreslået i forbindelse med vandrammedirektivet har forskellige niveauer for diversitet, både i cm-, m- og km-skala. Udviklingen i diversitet i cm-skala er den mest følsomme over for ydre påvirkning, og den generelle tilstand kan relateres til det typiske niveau for alfa(= cm)-diversiteten på tværs af regioner. Sammenligning af rumlig variation i diversitet på tværs af områder inden for samme typologi bør dog foretages i m-km skala.

Temaet om fisk i Limfjorden viser, at bestandene af bundlevende fisk er gået kraftigt tilbage gennem de seneste 50 år, og at fangsten i fjorden i dag domineres af muslinger og pelagiske fisk, især sild. Faldet i bestandene af bundfisk skyldes især eutrofiering. Den stigende tilførsel af kvælstof medførte i perioden 1944-60 en stigning i fiskefangsterne, men derefter et kraftigt fald. Klimaændringer er

medvirkende til at fastholde den nuværende situation. Overfiskning af visse arter i Nordsøen har bidraget til nedgangen, mens lokal overfiskning i fjorden vurderes at have mindre betydning.

Temaet om blandingsprocesser i de indre farvande viser potentialet for at udforske variabilitetens betydning for blanding og transportprocesser med numeriske modeller. Omkostningerne ved at udføre numeriske beregninger er faldet, og der findes nu kontinuerte målinger, der kan analyseres for variabilitet. Dette medfører, at der nu både er mulighed for at integrere højopløselige computermødel og samtidigt indsamlet kontinuerte data fra en række bøjer i de danske farvande. Det skal fortsat være en prioritet at styrke den kontinuerte dataindsamling, for at der kan opnås en større forståelse af variabiliteten og dennes betydning for stoftransporterne i området. I denne forbindelse er det vigtigt at prioritere både hydrografiske og biogeochemiske parametre, som fx nitrat, ilt og fluorescensmålinger, som kontinuert indsamles fra skibe og bøjer. Med et større datagrundlag af kontinuerede målinger sammenholdt med både målinger fra intensivt monitorerede stationer og analyser af resultater fra højopløselige cirkulationsmodeller kan nogle af de usikkerheder, der i dag er omkring blanding og transportforhold igennem de indre danske farvande, reduceres.

Diskussion

Året 2004 var karakteriseret af en række negative miljøforhold i de danske farvande. Miljøtilstanden i de frie vandmasser var markant dårligere sammenlignet med både 2003 og de foregående 5 år med lavere sigtddybde og højere klorofylkoncentration og algevækst. Sigtdybden i fjorde udviser nu et signifikant fald siden 1993. Bundfaunaen er præget af lave tætheder, biomasser og artsrigdom i alle farvande, hvor tætheden er faldet signifikant i de åbne indre farvande og artsrigdommen er faldet i både kystvande og de åbne farvande. Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad er faldet i inderfjordene og er generelt uændret i yderfjorde og på åbne kyster.

Der er dog også positive tendenser. Kvælstofudledningerne i år med normal nedbør, og kvælstofkoncentrationerne i farvandene, er fortsat faldende. I fjordene er sigtdybden, trods faldet siden 1993, stadig større end i 1980'erne, og klorofylkoncentration og algevækst er lavere, men generelt uændret siden 1993. I de åbne indre farvande er sigtdybden steget siden 1980'erne, og biomassen af kiselalger og dinoflagellater samt klorofylkoncentrationen er faldet. (Klorofyl er dog ikke reduceret signifikant i Bælthavet, når 2004 data medtages). Mængden af eutrofieringsbetingede makroalger er reduceret i inderfjordene, og algedækningen på stenrev i Kattegat var i 2004 over middel. Iltsvindet

var i 2004 mindre udbredt og varede kortere tid end i de to foregående år.

Den reducerede artsrigdom af bundfauna i fjorde, kystvande og Bælthavet skyldes det ekstreme iltsvind i 2002, mens årsagerne til den reducerede tæthed og artsrigdom i Kattegat er mere uklare, da store dele af Kattegat ikke udsættes for voldsomme iltsvind. Ålegræssets reducerede dybdegrænse i inderfjordene og mangel på øget dybdeudbredelse langs åbne kyster kan skyldes iltsvind og evt. muslingefiskeri, men i fjordene kan det også skyldes, at planktonbiomasse og produktion generelt ikke er ændret siden 1993, og sigtdybden endda er faldet.

Den dårlige miljøtilstand i de frie vandmasser i 2004, især i maj-juni, var i Bælthavet bl.a. forårsaget af den usædvanlige masseopblomstring af silicoflagellaten *Dictyocha speculum*. Men hvad var årsag til denne opblomstring og de relativt dårlige forhold også i de øvrige farvande? Selv når data korrigeres for klimatiske variationer, skiller 2004 sig markant ud fra de foregående år. Der er altså andre forhold, der spiller ind i 2004, end dem der normalt bruges til klimakorrektioner, og som normalt dominerer styringen af det pelagiske system, nemlig afstrømning, temperatur, indstråling, vind og NAO-indeks.

D. speculum opblomstringen i Bælthavet fik tilsyneladende næringsstoffer fra bundvandet pga. et højtliggende springlag og opblanding af næringsrigt bundvand til overfladelaget. Noget tilsvarende kan have fundet sted i Kattegat. Dvs. at hydrografiske år til år variationer kan have spillet en rolle for de dårligere forhold i 2004 i de frie vandmasser i de åbne indre farvande.

I fjorde og kystvande skete en forbedring i miljøtilstanden i de frie vandmasser i takt med reduktionen af især fosforudledninger fra punktkilder frem til 1993, hvorefter tilstanden varierer omkring et niveau, som er bedre end i 1980'erne. Fosforudledningerne er generelt uændrede siden 1993, mens kvælstoftilførslerne har varieret meget fra år til år afhængigt af afstrømningen og har reelt ikke udvist et stabilt og signifikant fald, som det biologiske system kunne indrette sig efter.

Dertil kommer naturlige uforklarede år til år variationer i det økologiske system og i interaktioner mellem systemets komponenter. Bl.a. er indflydelsen af ændringerne i bundfaunaen på forholdene i de frie vandmasser ikke kendt. Iltsvindet i 2002 og den deraf følgende ændring i bundfauna kan have ændret næringsstofomsætningen i systemet. Det må derfor understreges, at det vides endnu ikke, om de dårlige forhold i 2004 var en enkelt uheldig år til år variation, eller starten på en uheldig udvikling.

21 Målsætningsopfyldelse

Det kan i lighed med de foregående år konstateres, at kun et fåtal af de danske farvande i 2004 opfyldte de fastsatte målsætninger, jf. figur 21.1 og bilag 3.

Målsætningerne anses generelt for opfyldt i Skagerrak og de åbne dele af Nordsøen. Målsætningen om et kun svagt påvirket plante- og dyreliv anses at være tæt på at være opfyldt det åbne nordlige og centrale Kattegat. I de øvrige danske farvande anses målsætningerne ikke at være opfyldt. Dette skyldes først og fremmest effekter af tilførsler af næringsstoffer, bl.a.:

- forhøjede næringsstofkoncentrationer
- lejlighedsvis opblomstringer af planktonalger
- vækst af eutrofieringsbetingede makroalger
- udskygning af flerårige bundplanter
- forekomst af iltsvind.
- forarmet bundfaunaen

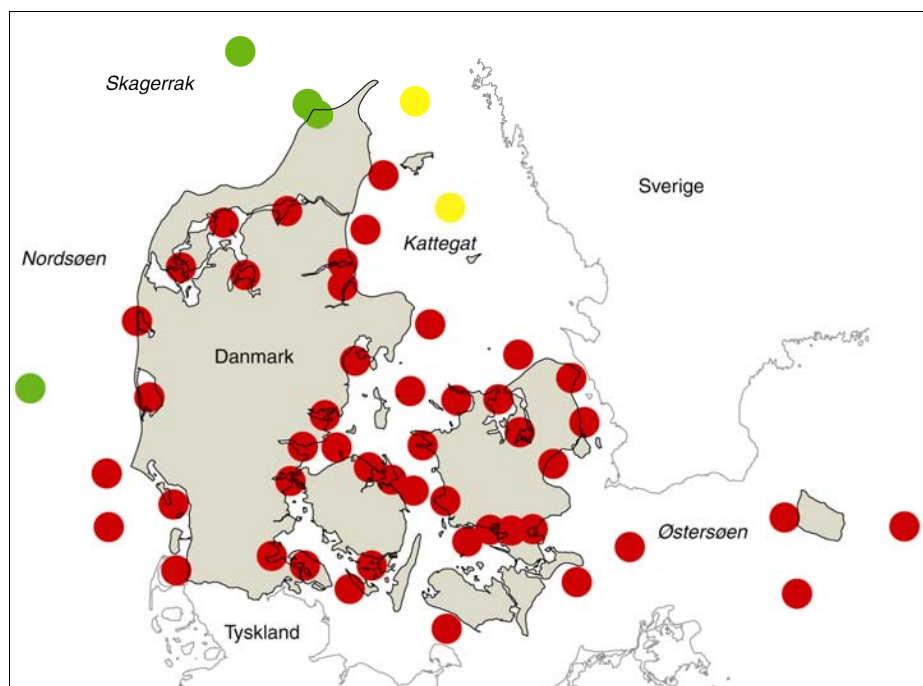
For de fleste fjord- og kystvande er miljøfremmede stoffer også angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse. Det drejer sig især om forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også af organoklorforbindelser og PAH. Desuden angives tungmetallerne kviksølv og kobber som årsag til manglende målsætningsopfyldelse af flere amter, og i enkelte tilfælde cadmium, nikkel og zink.

I de dele af de åbne farvande, hvor målsætningerne anses for opfyldt, er der i alle tilfælde tale om farvande uden eller med ringe direkte tilførsel af næ-

ringsstoffer fra vandløb eller punktkilder. Næringsstoffer tilføres fortrinsvis fra atmosfæren, via kystvande eller fra tilstødende farvandsområder. I områder, hvor målsætningen ikke er opfyldt, er den hyppigst angivne årsag tilførsel og effekter af næringsstoffer. Desuden er tilførsler og effekter af miljøfarlige stoffer, især TBT, i mange områder angivet som en væsentlig årsag til manglende målsætningsopfyldelse.

Set over en længere periode – fx fra 1989 til 2004, hvor der har været gennemført en systematisk, landsdækkende overvågning, har graden af målsætningsopfyldelse ikke ændret sig nævneværdigt, jf. Bilag 3. Til trods for at Vandmiljøplanerne mv. har reduceret tilførslerne af næringsstoffer til de danske farvande, har disse dokumenterede fremskridt endnu ikke medført, at målsætningerne er opfyldt. Kun i tørre år som 1996 og 1997 er der registreret væsentlige forbedringer. Målsætningerne, som i praksis svarer til svage eller mindre afvigelser fra naturlige forhold, vil med andre ord nærme sig opfyldelse, når påvirkningerne svarer til, hvad der var tilfældet i 1996 og 1997.

Opfyldelse af målsætningerne – og herunder væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene – forudsætter, at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof men også fosfor fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og andre miljøfarlige stoffer, bliver reduceret yderligere.



Figur 21.1 Opfyldelse af miljømålsætninger for kystvande og åbne farvande i 2004. Grøn cirkel: generel målsætning opfyldt; gul cirkel: generel målsætning tæt på at være opfyldt; rød cirkel: generel målsætning ikke opfyldt.

22 Konklusion

Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2004 de fastsatte målsætninger for miljøet. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningerne til kystvandene, dels stor udvaskning af næringsstoffer i perioden 1998-2002 pga. stor nedbør. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planteplankton, begrænser de senere års iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor udledes færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis der skal opnås varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er tributylin og andre miljøfarlige stoffer også et stort problem, som der må sættes ind overfor. Den landsdækkende status for havmiljøet i 2004 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Næringsstofførførsler

- Ferskvandsafstrømningen i 2004 var 6% højere end gennemsnittet 1989-2003, men 39% større end i 2003, som var et meget tørt år.
- Kvælstofudledningerne til marine kystområder var i 2004 14% mindre end gennemsnittet 1989-2003, men 57% større end i 2003.
- Fosfortilførslen var i 2004 68% mindre end i 1989-90, men 37% større end i 2003.
- Udviklingen i den samlede næringsstofførsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viser for kvælstof, at der i perioden 1989 til 2004 ikke er en signifikant faldende tendens, undtagen til Øresund, der er domineret af punktkilder. Årsagen er stor nedbør i årene 1998-2002.
- Tager man højde for variationer i vandafstrømningen er kvælstofudledningerne til fjorde og kystvande siden 1989 reduceret med ca. 43%, og fosforudledningerne med ca. 77%.
- Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes at være reduceret ca. 20% siden 1989.

Koncentration af næringsstoffer

- I 2004 var næringsstofniveauerne i fjorde og kystnære områder blandt de laveste i perioden 1989-2003.
- Koncentrationerne af kvælstof i fjorde og kystvande er faldet signifikant siden midten af 1990'erne. I de åbne indre farvande har de været signifikant faldende siden 1989.
- Koncentrationerne af fosfor ligger nu på et stabilt niveau efter et signifikant fald i begyndelsen af 1990'erne.

Effekter af næringsstoffer

- Generelt var forholdene i de frie vandmasser dårligere i 2004 end i de foregående år.
- Fra begyndelsen af 1980'erne og frem til 1993 er vandet blevet klarere i fjorde- og kystvande, og koncentrationen og produktionen af planteplankton faldt. Men siden 1993 er sigtddybden igen faldet signifikant, mens der ikke ses nogen udvikling i algevækst og -koncentration.
- I de åbne indre farvande er sigtddybden steget siden slutningen af 1980'erne. Tilsvarende er koncentrationen af planteplankton faldet.
- Mængden af ilt i bundvandet i månederne juli-november er faldet signifikant i fynske fjorde og Det sydfynske Øhav siden 1977 og i alle dele af de åbne indre farvande og Arkonahavet siden slutningen af 1960'erne.
- Udbredelsen og varigheden af iltsvind var i 2004 dog langt mindre end i 2002 og 2003.
- Som følge af iltsvindene i 2002 og 2003 er der stadig store områder i fjorde og Bælthavet, hvor bunddyrsamfundenes tæthed og artsrigdom er stærkt reduceret.
- I Kattegat var artsrigdommen meget lav i 2003 og 2004 og er halveret siden 1994.
- Langs de åbne kyster og i yderfjordene voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens både dybdegrænse og dækningsgrad er blevet mindre i de indre dele af fjordene gennem perioden 1989-2004.
- Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på 1-2 m dybde er reduceret signifikant i inderfjordene siden 1989.
- På stenrevne i det åbne Kattegat var den samlede dækningsgrad af algevegetationen i 2004 signifikant bedre end gennemsnittet 1994-2001.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Koncentrationen af tungmetaller i muslinger svarede i 2004 generelt til "ubetydeligt til moderat forurenset".
- Generelt var koncentrationen af PCB og PAH i muslinger på niveauer, hvor effekter på miljøet ikke kan udelukkes. Derimod udgør koncentrationen af andre organoklorforbindelser som HCH og DDT ikke nogen risiko.
- TBT i muslinger var i 2004 lavere end i 2003, men udgør stadig en væsentlig risiko for alvorlige effekter i økosystemet.
- Der er fundet tegn på, at fisk og muslinger i visse kystnære områder er påvirket af miljøfarlige stoffer i form af øget aktivitet af afgiftningenszymer, reduceret lysosomal stabilitet og effekter på reproduktion og kønsudvikling.

23 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPo-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsen & Hansen 1999*), giftige alger (*Kaas et al. 1999*), bundmaling (*Foverskov et al. 1999*). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra Det Marine Fagdatacenter.

A

Aerob – ånding med ilt.

Ammoniak (NH₃) – er en gasart, som er letopløselig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraftig lugt, som kendes fra salmiakspiritus.

Ammonium (NH₄⁺) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gasen ammoniak, NH₃.

Anaerob – ånding uden ilt.

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

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

Antropogen – menneskeskabt

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

Assessment – engelsk for "vurdering".

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

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

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

Autotrof – organisme, der udelukkende ernærer sig ved fotosyntese.

B

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

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

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

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

Biota – organismer, der anvendes til analyser.

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

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

Bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet

Bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

Bundmaling – en specialmaling til skibsbunde, der indeholder antibegroningsmidler.

Bq – becquerel, enhed for radioaktivitet.

C

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

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

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

Congen-mønster – se PCB.

Copepoder – se vandlopper.

D

DDT – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. Forbudt i Nordeuropa, bruges stadig mod malariamyg i tropenerne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

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

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

Deposition – se atmosfærisk nedfald.

Detritus – dødt, organisk materiale.

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

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

Dioxin – Oprindeligt navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plastholdige stoffer men også naturlige processer. Dioxinerne er måske de mest giftige og bioakkumulerbare forbindelser man kender, med grænseværdier i fødevarer i $\mu\text{g g}^{-1}$ fedt.

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

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

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

E

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

Emission – udslip til luft.

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

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

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

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

F

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

Farvandsområder – se farvande.

Fauna – dyr.

Fedtprocent – indholdet af fedt (lipid), typisk 1-2% i muslinger og 20-30% i fiskelever. Mange organiske forureninger opkoncentreres i fedtvæv, fx PCB og dioxin, og ofte angives indholdet af disse stoffer omregnet til fedtbasis.

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

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

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

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

Fosfat (PO_4) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

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

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

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

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

Fytoplankton – se planktonalger.

Fødekæde – kæde af organismer, som beskriver, hvorledes føden føres gennem økosystemet fra primærproducenterne til de største byttedyr: Eksempel fra marint økosystem: alger → ciliater → vandlopper → fisk → sæler.

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

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

G

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

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

H

HCB – pesticid, hexaklorbenzen, persistent og med mulighed for lufttransport.

HCH – pesticid, også kaldet lindan, hexaklorcyclohexan. Forbudt i Nordeuropa. Persistent og med mulighed for lufttransport.

Hektar – er et flademål. En hektar er 10.000 kvadratmeter.

HELCOM – Helsinki Kommissionen, samarbejde om Østersøens havmiljø.

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

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

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

I

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

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

Iltsvind – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af O₂ bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O₂ pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer opstår normalt kun i de bundnære vandlag. Det er derfor primært dyr og planter, der lever ved og i bunden, der er udsatte. Når koncentrationen falder under 4 mg O₂ pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O₂ pr. liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige iltsvind fortsætter i længere tid, begynder bunddyrene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor følsomme dyrene er.

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

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

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

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

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

K

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

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

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

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

Kloroplast – organel hos fototrofe eukaryote organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet med klorofyl og andre pigmenter.

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

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

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

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

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

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

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

L

Lagdeling – se skilleflade.

Landovervågning – overvågning af næringsstofftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

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

M

Makroalger – store alger, tang.

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

Matrice – noget der analyseres i typisk sediment, blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen kan enten være "frisk", dvs. inklusive det naturlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved fjernelse af vandet ved tørring i ovn eller frysetørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på indholdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for sediment.

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

mg – forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.

mg/kg = mg kg^{-1} – også kaldet ppm (parts per million) eller $\mu\text{g/g}$; angiver antallet af mg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, mg l^{-1} .

μg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.

$\mu\text{g/kg}$ = $\mu\text{g kg}^{-1}$ – også kaldet ppb (parts per billion) eller ng/g ; angiver antallet af μg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, $\mu\text{g l}^{-1}$.

ml – forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.

μl – forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.

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

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

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

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

Miljøfremmede stoffer – anvendes om stoffer, der er industrielt produceret og som ikke forekommer naturligt i miljøet. Anvendes ofte som "slang" for organiske forureninger, også PAH og dioxiner, der kan forekomme ved naturlige processer som fx skovbrænde. Inkluderer IKKE metaller. Se også miljøfarlige stoffer.

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

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

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

N

N – se kvælstof.

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

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

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

ng – forkortelse for nanogram, dvs. 1/1.000.000.000 g (10^{-9} g).

ng/kg = ng kg^{-1} – også kaldet ppt (parts per trillion) eller pg/g ; angiver antallet af ng af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, ng l^{-1} .

Nitrat (NO_3^-) – er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

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

nl – forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000 l (10^{-9} l)

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

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

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

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

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

Næringsalte – se næringsstoffer.

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

O

Oceanografi – havforskning, fysisk, kemisk og biologisk udforskning af havet.

Operationel – målbart og kvantificerbart i forhold til formål.

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

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

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

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

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

Overvågning – en betegnelse for en samlet proces, der indbefatter prøvetagning (monitering) og vurdering (assessment) med det formål at kunne vurdere fx miljøtilstanden.

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

P

PAH – polyaromatiske hydrocarboner, tjærestoffer. Den tunge del af råolie.

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

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

P – se fosfor.

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

pg – forkortelse for pikogram, dvs. $1/1.000.000.000.000$ g (10^{-12} g).

Picoplankton – planktonorganismer med størrelse mindre end 0,002 mm (2 μ m).

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

pl – forkortelse for pikoliter, dvs. $1/1.000.000.000.000$ l (10^{-12} l).

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

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

Planteplankton – se planktonalger.

Population – samling af organismer af samme art, som lever sammen.

Primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

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

R

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

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

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

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

Remineralisering – nedbrydning af organisk stof til uorganiske forbindelser.

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

Respiration – ånding.

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

S

Salinitet – se saltholdighed.

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

s.d. – se *standardafvigelse*.

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

Signifikans – er et udtryk for graden af væsentlighed i en sammenhæng. Signifikans for en sammenhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for ingen sammenhæng er meget lille (oftest < 5%).

Sigt dybde – mål for vandets klarhed.

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

Springlag – se skilleflade.

Standardafvigelse (s.d.) – et deskriptivt mål for variationen i data, som beregnes ud fra de observerede værdier.

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

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

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

Sulfatreduktion – sulfatreducerende bakteriers ånding med sulfat (SO_4^{2-}). En anaerob respirationsproces, hvor der produceres svovlbrinte (H_2S).

Svovlbrintebufferkapacitet – hav- eller fjordbundens evne til at tilbageholde svovlbrinte (H_2S) der dannes i den iltfrie bund, når organisk stof nedbrydes med sulfat (SO_4^{2-}) som åndingsmiddel.

Svovlbrintefront – hvor dybt i havbunden, der er H_2S nok til at farve en sølvtråd sort (også benævnt detektionsdybde). Svarer nogenlunde til den dybde, hvortil H_2S når op efter, at H_2S er dannet nede i havbunden under den iltede zone.

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

T

TBT – tributyltin. Se organotin.

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

TN – total kvælstof, som indbefatter DIN og organisk bundet kvælstof.

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

TP – total fosfor, der indbefatter DIP og organisk bundet fosfor.

TS – tørstofbasis; angiver også indholdet af tørstof, fx 15% TS for muslingekød viser, at der er 85% vand og 15% tilbage, når vandet er fjernet.

Tungmetaller – er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd) eller kviksølv (Hg). Bruges ofte som "slang" for giftige metaller, dvs. letmetallet zink (Zn) og metalloider (halvmetaller) som arsen (As).

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

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

U

Uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

V

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

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

Vandmiljøplan II – opfølgning på Vandmiljøplan I med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer.

Vandmiljøplan III – opfølgning på Vandmiljøplan I og II med fokus på fosfor fra dyrkede arealer. Landbrugets fosforoverskud skal halveres og kvælstofudvaskningen reduceres med yderligere 13% frem til 2015.

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

VV – vådvægtbasis.

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

Y

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

Å

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

24 Hvor kan jeg læse mere?

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

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

Rapporter fra amterne og Københavns Kommune

- Bornholms Regionskommune 2005: Vandmiljøovervågning – Havet 2004.
- Frederiksborg Amt 2004: Overvågning af det sydlige Kattegat 2004.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2005: Overvågning af Roskilde Fjord 2004.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommunes Miljøkontrol & Roskilde Amt 2005: Øresund 2004.
- Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt 2005: Isefjord 2004.
- Fyns Amt 2005: Kystvande 2004 – Indikator- og fokusrapport.
- Lillebæltssamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt 2005: Lillebælt 2004, Indikator og fokusrapport.
- Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt 2005: Vandmiljø i Limfjorden 2004.
- Nordjyllands Amt, Ringkjøbing Amt, Ribe Amt & Viborg Amt 2005: Åbne farvande langs vestkysten. Status og udvikling 1989-2004.
- Nordjyllands Amt & Århus Amt 2005: Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2004 – Tilstand og udvikling.
- Ribe Amt & Sønderjyllands Amt 2005: Vadehavet. Status og udvikling 1989-2004.
- Ringkjøbing Amt 2005: Indikatorrapport – Miljøtilstand i Ringkjøbing Fjord og Nissum Fjord 2004. Fokusrapport – Marine områder, Hydrografi og næringsstoffer, Plankton.
- Storstrøms Amt 2005: NOVANA 2004 Kystvande.
- Sønderjyllands Amt 2005: NOVA Vandmiljøovervågning 2004 – Aabenraa Fjord, Flensborg Fjord.
- Vejle Amt 2005: Kystvande 2004, Indikatorrapport; Kystvande 2004, Fokusrapport.
- Vestsjællands Amt 2005: Kystnære områder og åbne farvande 2004.
- Århus Amt 2005: Århus Bugt. Tilstand og udvikling 2004.

Andre fagdatacenterrapporter

- Andersen, J.M. et al. 2005: Vandmiljø 2005. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. – Faglig rapport fra DMU, nr. 558.
- Bøgestrand, J. (red.) 2005: Vandløb 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 554.
- Ellermann, T. et al. 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 555.
- Grant, R. et al. 2005: Landovervågningsoplade 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 552.
- Lauridsen, T. et al. 2005: Søer 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 553.
- Nielsen, K.E. 2005: Arter og terrestriske naturtyper. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 557.
- Miljøstyrelsen 2005: Punktkilder 2004. Orientering fra Miljøstyrelsen.
- GEUS, Jørgensen, L.F. 2005: Grundvandsovervågning. Status og udvikling 1989 – 2004.

Nyttige hjemmesider

- www.dmu.dk/Vand/ og www.dmu.dk/Overvågning – DMU's sider om bl.a. overvågning af havet.
- <http://m-fdc.dmu.dk> – Det Marine Fagdatacenters hjemmeside.
- www.helcom.fi – Helsingfors Kommissionens sider om havmiljøet i Østersøen.
- www.ospar.org – Oslo-Paris Kommissionens sider om bl.a. Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.
- www.brk.dk – Bornholms Regionskommune:
- www.fa.dk – Frederiksborg Amt
- www.fyns-amt.dk – Fyns Amt
- www.kbhamt.dk – Københavns Amt
- www.miljoe.kk.dk – Københavns Kommune, Miljøkontrollen
- www.limfjord.dk – Limfjordsovervågningen
- www.nja.dk – Nordjyllands Amt
- www.ribeamt.dk – Ribe Amt
- www.ringamt.dk – Ringkjøbing Amt
- www.ra.dk – Roskilde Amt
- www.stam.dk – Storstrøms Amt
- www.sja.dk – Sønderjyllands Amt
- www.vejleamt.dk – Vejle Amt
- www.vestamt.dk – Vestsjællands Amt
- www.viborgamt.dk – Viborg Amt
- www.aaa.dk – Århus Amt

25 Referencer

- Andersen, J.M. et al. 2005: Vandmiljø 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. – Faglig rapport fra DMU, nr. 558.
- Attrill, M.J. & Power, M. 2002: Climatic influence on a marine fish assemblage. – *Nature* 417: 275-278.
- Aarup, T. 1994: Satellitbilleder af danske havområder. – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 42.
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. – *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100-1114.
- Brander, K. & Mohn, R. 2004: Effect of the North Atlantic Oscillation on recruitment of Atlantic cod (*Gadus morhua*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1558-1564.
- Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Palmgren, F., Berkowicz, R. & Zlatev, Z. 2001: Operational air pollution forecasts from European to local scale. – *Atmospheric Environment*, 35 Suppl., 1: 91-98.
- Bøgestrand, J. (red.) 2005: Vandløb 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 554.
- Cappelen, J. & Jørgensen, B.V. 2005: The Climate of Denmark 2004. DMI Technical report 05-01.
- Christensen, J.H. & Platz, J. 2001: Screening of polybrominated diphenyl ethers in blue mussels, marine and freshwater sediments in Denmark. *J. Environ. Monit.* 3, 543-547.
- Christensen, P.B., Schou Hansen, O. & Ærtebjerg, G. (red.) 2004: Iltsvind. Forlaget Hovedland. – *Miljøbiblioteket* 4: 128 s.
Findes på: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_miljobib/rapporter/MB04.pdf
- Christiansen, T., Andersen, J. & Jensen, J.B. 2004: Defining a typology for Danish coastal waters. – I: G. Schernewski & M. Wielgat (eds.): *Baltic Sea typology*. *Coastline Reports* 4: 49-54.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. & Josefson, A. *Subm.*: Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. – *Ecological Applications*, Special Issue on Coastal Eutrophication.
- Dahl, K., Lundsteen, S. & Helmig, S.A. 2003: Stenrev – havets oaser. Gads Forlag. *Miljøbiblioteket* nr. 2, 104 s.
- Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 526.
- Dahl, K. & Carstensen, J. 2005: – I: Dahl, K. (Red.), Andersen, J.H. (Red.), Riemann, B. (Red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Stand, J. 2005: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 158 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 535.
- Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. & Larsen, H.S. 2001: Naturkvalitet på stenrev - Hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 352.
- Dalgaard, T. & Kyllingsbæk, A. 2003: Developments in the nitrogen surplus and the fossil energy use in Danish agriculture during the 20th century. – In: Usó, J.L., Patten, B.C. & Brebbia, C.A. (Eds.). – *Advances in Ecological Sciences* 18: 669-678. WIT Press Southampton, UK. ISBN 1-85312-974-7.
- Dyckjær, S. & Hoffmann, E. 1999: Muslingefiskeriet i Limfjorden. - I: Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Egbert, G.D., Bennett, A.F. & Foreman, M.G.G.: 1994 TOPEX/Poseidon tides estimated using a global inverse model. – *Journal of Geophysical Research*, 99, C12: 24.821-24.852.
- Eigaard, O.; Hoffmann, E., Hovgård, H., Poulsen, S. & Støttrup, J. 2003: DFU's standardtrawl: Konstruktion og sammenlignende fiskeri. – DFU-rapport nr. 126-03.
- Ellermann, T. et al. 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU, nr. 555.
- ETOPO5 1988: Data announcement 88-MGG-02, Digital relief of the surface of the Earth. NOAA, National Geophysical Data Center, Boulder, Colorado.

- Fenchel, T. 1985: Rønbjerg Laboratoriet, Limfjorden. Aarhus Universitet.
- Frandsen, R.P. & Dolmer, P. 2001: Undersøgelse af effekt af fiskeri med let østersskraber i Lem Vig, Limfjorden. Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Foverskov, S., Strand, J., Jacobsen, J.A., Riemann, B., Pritzl, G., Nielsen, P.Ø. & Aagaard, A. 1999: Bundmaling til skibe - et miljøproblem. Danmarks Miljøundersøgelser. – TEMA-rapport fra DMU 30/1999: 48 s.
- Fødevarestyrelsen 2005: Bekendtgørelse nr. 194 af 21. marts 2005 om visse forureninger i fødevarer.
- Gagné, F., Blaise, C., Pellerin, J., Pelletier, E., Douville, M., Gauthier-Clerc, S. & Viglino, L. 2003: Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in an intertidal zone of the Saint Lawrence River (Quebec, Canada). – *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 134: 189-198.
- Genner, M.J., Sims, D.W., Wearmouth, V.J., Southall, E.J., Southward, A.J., Henderson P.A. & Hawkins, S.J. 2004: Regional climatic warming drives long-term community changes of British marine fish. – *Proceedings of the Royal Society of London* 271: 655-661.
- Gray, J.S. 2002: Species richness of marine soft sediments. – *Marine Ecology Progress Series* 244: 285-297.
- Greve, T.M., Borum, J. & Pedersen, O. 2003: Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). – *Limnology and Oceanography* 48: 210-216.
- Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & Carstensen, J. 2003: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 32 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 456.
- Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & Petersen, T.M. 2004: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 61 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 506.
- Hastings, D.A. & Dunbar, P.K. 1999: Global land one-kilometer base elevation (GLOBE) digital elevation model, Documentation, Volume 1.0, Key to Geophysical records documentation (KGRD) 34. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Geophysical Data Center, 325 Broadway, Boulder, Colorado 80303, U.S.A.
- Hoffmann, E. 2000: Fisk og fiskebestande i Limfjorden 1984-1999. – DFU-rapport 75-00.
- Hoffmann, E. 2005: Fisk, fiskeri og epifauna – Limfjorden 1984-2004. – DFU-rapport 147-05.
- Holmer, M. & Bondgaard, E.J. 2001: Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. – *Aquatic Botany* 70: 29-38.
- ICES 2004: Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management and Advisory Committee on Ecosystems, 2004. Book 1, section 3: 274-434.
- Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2004: Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. – *Global Ecology and Biogeography* 13: 273-288.
- Jørgensen, B.B. 1980: Seasonal oxygen depletion in the bottom waters of a Danish fjord and its effects on the benthic community. – *OIKOS* 34: 68-76.
- Kaas, H. & Markager, S.S. 1998: Tekniske anvisninger for marin overvågning. NOVA. Danmarks Miljøundersøgelser
Findes på: [http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvær-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanv.asp]
- Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Danmarks Miljøundersøgelser. – TEMA-rapport fra DMU 27/1999: 64 s.
- Keats, D. W. 1991: American plaice, *Hippoglossoides platessoides* (fabricius), predation on green sea urchins, *Strongylocentrotus droebachiensis* (muller,of), in eastern Newfoundland. *Journal of Fish Biology* 38 (1): 67-72.
- Keats, D.W., Steele, D.H. & South, G.R. 1986: Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus* L.; Pisces: *Anarhichidea*) predation on green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F.Mull.); *Echinodermata: Echinoidea*) in eastern Newfoundland. – *Canadian Journal of Zoology* 64 (9): 1920-1925.
- Kemp, K., Ellermann, T., Palmgren, F., Wåhlin, P., Berkowicz, R. & Brandt, J. 2005: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 66 pp. – NERI Technical Report No. 544.

- Larsson, D. G. J. & Förlin, L. 2002: Male-biased sex ratios of fish embryos near a pulp mill: Temporary recovery after a short-term shutdown. – *Environmental Health Perspective* 110: 739-742.
- Limfjordsovervågningen 2005: Vandmiljø i Limfjorden 2004.
- Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The Biology of Rocky Shores*. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.
- Luyten, P.J., Jones, J.E., Proctor, R., Tabor, A., Tett, P. & Wild-Allen, K. 1999: COHERENS - A coupled hydrodynamical-ecological model for regional and shelf seas: user documentation. MUMM report, Management Unit of the Mathematical Models of the North Sea, Belgium, 911 pp.
- Magurran, A.E. 2004: *Measuring biological diversity*. Oxford University Press.
- Miljøministeriet 2004: Bekendtgørelse om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer. Bekendtgørelse nr. 0.
- Miljøstyrelsen 1984: Npo-redegørelse.
- Miljøstyrelsen 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115. 64 s.
- Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993. 168 s.
- Miljøstyrelsen 2000: NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. – Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000. 397 s.
- Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Omli, L., Olsgaard, F., Oug, E., Pedersen, A. & Walday, B. & Rygg, M. 2004: Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. – Årsrapport for 2003. Norsk Institut for Vannforskning 4841:79 s.
- Muxika, I., Borja, Á. & Bonne, W. 2005: The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. – *Ecological Indicators* 5(1): 19-31.
- Myers, R.A. & Worm B. 2003: Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. – *Nature* 423: 280-283.
- Nedergaard, M. & Sørensen, N. 2002: Fiskeriundersøgelser på lavt vand i den vestlige Limfjord 2001. Ringkjøbing Amt. Rapport til Limfjordsovervågningen.
- Nielsen, E. & Richardson, K. 1996: Can changes in the fisheries yield in the Kattegat (1950-1992) be linked to changes in primary production? – *ICES Journal of Marine Science* 53: 988-994.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. – TEMA-rapport fra DMU 28/1999: 64 s.
- Oros, D.R. & Ross, J.R.M. 2005: Polycyclic aromatic hydrocarbons in bivalves from San Francisco estuary: Spatial distributions, temporal trends and sources (1993-2001). – *Marine Environmental Research* 60: 466-488.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC), The Hague: 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.
- OSPAR Commission 2000: Quality status report, Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission, London. 136 + xiii pp.
- OSPAR 2004: Udkast til Quality Status Report for the North Sea. In prep.
- Rasmussen, B. & Josefson, A.B. 2002: Consistent estimates for the residence time of micro-tidal estuaries. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54: 65-73.
- Ross, J.R.M. & Oros, D.R. 2004: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the San Francisco Estuary water column: Sources, spatial distributions, and temporal trends (1993-2001). – *Chemosphere* 57: 909-920.
- Schernewski, G. & Wielgat, M. 2004: Towards a typology for the Baltic Sea. – In: Schernewski, G. & Löser, N. (Eds.); *Managing the Baltic Sea*. – *Coastline Reports* 2. ISS 0928-2734, pp. 35-52.
- Seifert, T., Tauber, F. & Kayser, B. 2001: A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea, revised edition. – *Proceedings of the Baltic Sea Science Congress, Stockholm, 25-29 November, 2001*.
- SFT 1997: Klassificering av miljøkvalitet i fjorde og kyst farvann. Statens Forureningstilsyn (SFT), Oslo, Norge. – Vejledning nr. 97:03.

- Strand, J., Andersen, L., Dahllöf, I. & Korsgaard, B. 2004: Impaired larval development in broods of eelpout (*Zoarces viviparus*) in Danish coastal waters. – Fish Physiology and Biochemistry 30: 37-46.
- Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 508.
- Tatara, K. 1991: Utilization of the biological production in eutrophicated sea areas by commercial fisheries and the environmental quality standard for fishing ground. – Marine Pollution Bulletin 33: 315-319.
- Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. – ICES Journal of Marine Science 57 (3): 579-589.
- Vadas, Sr.R.L. & Steneck, R.S. 1995: Overfishing and inferences in kelp-sea urchin interactions. – In: Skjoldal, C., Hopkins, C., Erickstad, K.E. & Leinaas, H.P. (Eds.); Ecology of Fjords and Coastal Waters. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 509-524.
- Wegner, G., Damm, U. & Purps, M. 2003: Physical influences on the stock dynamics of plaice and sole in the North Sea. – Scientia Marina 67: 219-234.
- Ærtebjerg, G. (red.), Andersen, J.H. (red.), Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Fossing, H., Greve, T.M., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S.S., Nielsen, T.G., Ovesen, N.B., Petersen, J.K., Riemann, B., Risgaard-Petersen, N., Ambelas Skjøth, C., Stedmon, C.A., Strand, J., Nielsen, S.P., Jensen, J.B. & Madsen, H.B. 2004: Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 513: 97 s.

Faglige rapporter fra DMU findes elektronisk på følgende adresse:

<http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

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

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

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

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2005

- Nr. 526: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Af Dahl, K. 16 s. (elektronisk)
- Nr. 527: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. By Topping, C.J. 33 pp. (electronic)
- Nr. 528: Vitamins and minerals in the traditional Greenland diet. By Andersen, S.M. 43 pp. (electronic)
- Nr. 529: Mejlgrund og lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Af Dahl, K., Lundsteen, S. & Tendal, O.S. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 530: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Af Andersen, J.H. et al. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 531: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater fra 1999-2003. Af Andersen, J.M. (red.). 94 s.
- Nr. 532: NOVANA. Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description - Part 1. By Svendsen, L.M. & Norup, B. (eds.). 53 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi. Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description - Part 2. By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004. Af pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
- Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
- Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements. By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
- Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
- Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper. Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
- Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
- Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
- Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Nielsen, K.E. et al. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. (elektronisk)
- Nr. 560: Arter 2004. NOVANA. Af Søgaard, B. & Pihl, S. (elektronisk)

Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2004 de fastsatte målsætninger for miljøet. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningen til kystvandene, dels stor udvaskning af næringsstoffer i perioden 1998-2002 pga. stor nedbør. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planteplankton, begrænser de senere års iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor udledes færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis der skal opnås varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er tributyltin og andre miljøfarlige stoffer også et stort problem, som der må sættes ind overfor.