



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

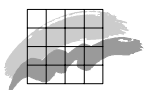
Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande

Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler
på klassifikation

Faglig rapport fra DMU, nr. 535



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande

Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler
på klassifikation

Faglig rapport fra DMU, nr. 535
2005

Karsten Dahl (Red.)

Jesper H. Andersen (Red.)

Bo Riemann (Red.)

Jacob Carstensen

Trine Christiansen

Dorte Krause-Jensen

Alf B. Josefson

Martin M. Larsen

Jens Kjerulf Petersen

Michael Bo Rasmussen

Jakob Strand

Datablad

| | |
|-----------------------|--|
| Titel: | Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande |
| Undertitel: | Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation |
| Forfatter(e): | Karsten Dahl (Red.), Jesper H. Andersen (Red.), Bo Riemann (Red.), Jacob Carstensen, Trine Christiansen, Dorte Krause-Jensen, Alf B. Josefson, Martin M. Larsen, Jens Kjerulf-Petersen, Michael Bo Rasmussen & Jacob Strand |
| Afdeling: | Afdeling for Marin Økologi |
| Serietitel og nummer: | Faglig rapport fra DMU nr. 535 |
| Udgiver: | Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet |
| URL: | http://www.dmu.dk |
| Udgivelsestidspunkt: | Maj 2005 |
| Finansiell støtte: | Der er modtaget finansiell støtte fra Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen |
| Bedes citeret: | 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. http://technical-reports.dmu.dk |
| | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse. |
| Sammenfatning: | Rapporten indeholder bidrag til implementering af Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet. Hovedformålet var at udvikle og teste indikatorer til brug for vurdering af kystområdernes miljø- og naturkvalitet. I rapporten er der udviklet en revideret typologi for kystzonen og en vurdering af sammenhænge mellem Habitatdirektivets "gunstig bevaringsstatus" og Vandrammedirektivets "god økologisk tilstand" ved hjælp af en række indikatorer. Eksempler på udvikling og anvendelse af indikatorer omfatter hårbundsvegetation, makroalger, ålegræs, bundfauna og miljøfarlige stoffer. For flere af de behandlede indikatorer er der foreslået en række mangler, spørgsmål og anbefalinger, som er nødvendige for at gennemføre implementeringen af Vandrammedirektivet til danske forhold. |
| Emneord: | Vandrammedirektiv, Habitatdirektiv, typologi, hårbundsvegetation, makroalger, ålegræs, bundfauna, miljøfarlige stoffer |
| Layout: | Pia Nygaard Christensen |
| ISBN: | 87-7772-864-5 |
| ISSN (elektronisk): | 1600-0048 |
| Sideantal: | 158 |
| Internet-version: | Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rappporter/FR535.pdf |
| Kan købes hos: | Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk |

Indhold

Forord 5

Resumé 7

English Summary 11

1. Formål og projektafgrænsning 15

2. Typeinddeling af kystnære danske farvande 17

- 2.1 Grundlag for klassifikationerne 17
 - 2.1.1 Åbenvandstyper 17
 - 2.1.2 Fjordtyper 18
- 2.2 Beskrivelse af beregningsmetode brugt til at inddele fjorde efter salinitet, lagdelingsgrad og afstrømningsindeks 18
 - 2.2.1 Bestemmelse af 80% dybden 18
 - 2.2.2 Salinitet 19
 - 2.2.3 Lagdelingsgrad (ΔS) 20
 - 2.2.4 Afstrømningsindeks (F) 20
- 2.3 Fordeling af farvande på typologier 21
- 2.4 Diskussion og konklusion 22

3. Bentisk makrovegetation 25

- 3.1 Hårdbundsvegetation som indikator for naturkvalitet og bevarings-status på stenrev 26
 - 3.1.1 Formål 26
 - 3.1.2 Baggrund 26
 - 3.1.3 Materialer og metoder 29
 - 3.1.4 Statistiske modeller og transformation 34
 - 3.1.5 Resultater 37
 - 3.1.6 Diskussion 45
 - 3.1.7 Konklusioner 50
- 3.2 Klassifikation af kystvande vha. makroalgernes dybdefordeling 54
 - 3.2.1 Formål 54
 - 3.2.2 Baggrund 54
 - 3.2.3 Metoder 56
 - 3.2.4 Resultater 61
 - 3.2.5 Diskussion og konklusion 75
- 3.3 Ålegræs dybdeudbredelse som indikator for økologisk tilstand i kystområder 83
 - 3.3.1 Baggrund 83
 - 3.3.2 Datagrundlag 84
 - 3.3.3 Analyser 84
 - 3.3.4 Resultater 85
 - 3.3.5 Diskussion 91
 - 3.3.6 Sammenfatning 92
- 3.4 Scenarier for klassifikation af kystvande vha. ålegræssets dybdegrænse 94

- 3.4.1 Indledning 94
- 3.4.2 Metoder 95
- 3.4.3 Resultater 97
- 3.4.4 Diskussion 100
- 3.4.5 Konklusion 103

4. Bundfauna 105

- 4.1 Limfjorden 105
 - 4.1.1 Metoder 106
 - 4.1.2 Resultater 107
- 4.2 Ringkøbing Fjord 110
 - 4.2.1 Metoder 111
 - 4.2.2 Resultater 111
- 4.3 Diskussion og konklusion 113

5. Miljøfarlige stoffer og specifikke biologiske effekter 115

- 5.1 Oversigt over tilgængelige data 115
- 5.2 Miljøfarlige stoffer og klassificering af miljø- og naturkvalitet 120
- 5.3 Forslag til definition af kvalitetsklasser for miljøfarlige stoffer 124
 - 5.3.1 Foreløbige forslag til klassifikation-scenarier for TBT, Cd og PAH 127
 - 5.3.2 Foreløbigt forslag til klassifikations-scenarier for imposex/intersex hos havsnegle 130
- 5.4 Eksempler på, hvordan miljøfarlige stoffer kan indgå i vurdering af miljøtilstanden i tre udvalgte habitatområder 133
 - 5.4.1. Vurdering af Cd-niveauet i sediment og muslinger i Roskilde Fjord og Isefjord 134
 - 5.4.2 Vurdering af PAH-niveauet i sediment og muslinger i Vadehavet 134
 - 5.4.3 Vurdering af niveauet af TBT i muslinger og TBT-effekter i havsnegle i den vestlige Limfjord 135
- 5.5 Konklusion 136

6. Diskussion og perspektivering 145

- 6.1 Farvandstypologi 145
- 6.2 Makroalgevegetation 145
- 6.3 Ålegræs 146
- 6.4 Bundfauna 147
- 6.5 Miljøfarlige stoffer 148
- 6.6 Videnhuller og problemer i relation til Habitatdirektivet 149
- 6.7 Videnhuller og problemer i relation til Vandrammedirektivet ved brug af ålegræs og makroalgesamfund som indikatorer 150
- 6.8 anbefalinger for det videre arbejde 151

7. Konklusion 155

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Denne rapport er udarbejdet på baggrund af to indbyrdes koordinerede projekter iværksat af henholdsvis Miljøstyrelsen (MST) og Skov- og Naturstyrelsen (SNS).

Miljøstyrelsens projekt omhandler udvikling af indikatorer til brug for vurdering af den økologiske tilstand i kystvande omfattet af Vandrammedirektivet. Styrelsens projekt omfatter tillige revision af en tidligere udarbejdet typologi for danske farvande samt forslag til kvalitetsklasser for enkelte udvalgte kvalitetslementer.

Skov- og Naturstyrelsens projekt har til formål at udvikle eller kvalitetsvurdere egnede indikatorer for vurdering af bevaringsstatus for Habitatdirektivets naturtyper.

Miljøstyrelsen har tidligere gennemført tre projekter i relation til implementeringen af Vandrammedirektivet, ét omhandlende en foreløbig typologi og overordnet vurdering af kvalitetslementer (Nielsen et al., 2001), et andet omhandlende referencetilstand (Nielsen et al., 2002) og et tredje vedr. eksempler på økologisk klassificering (Andersen et al., in press).

Skov- og Naturstyrelsen har tilsvarende gennemført et projekt i relation til Habitatdirektivet (Dahl et al., 2003). Formålet var at udrede de særlige problemstillinger, der er knyttet til opstilling af et målsætningssystem for de marine naturtyper samt at identificere det nationale og regionale datagrundlag for habitatområderne og deres naturtyper i Natura-2000 netværket.

Der er bred enighed mellem de involverede parter (styrelser, regionale myndigheder og DMU) om, at der i så høj grad som muligt bør sættes på udvikling af egnede indikatorer, som på en og samme tid er anvendelige i relation til bedømmelse af bevaringsstatus for Habitatdirektivets naturtyper og til bedømmelse af miljøkvalitet i vandområderne omfattet af Vandrammedirektivet. Af samme grund var der enighed om det formålstjenlige i at samle rapporteringen af de to projekter i en fælles rapport, hvor de fleste af de behandlede elementer har interesse for forvaltningen af begge direktiver.

[Tom side]

Resumé

Typeinddeling af kystnære farvande

I dette afsnit beskrives de kriterier, som er anvendt til at opstille en typologi for den danske kystlinie. Det blev fundet nødvendigt at anvende forskellige fysiske faktorer til at karakterisere hhv. åbne kyststrækninger og fjorde. De åbne kyster blev karakteriseret mht. salinitet, vanddybde, bølgeeksponeringsgrad og tidevandshøjde. Fjorden blev karakteriseret mht. bundsalinitet, lagdelingsgrad, et indeks beskrevet som forholdet mellem opholdstid og afstrømning, og om vandskiftet i fjorden kontrolleres af en sluse. Denne karakteristik medfører en typologi for de danske kystvande med 15 forskellige typer: 5 åbentvandstyper og 10 fjordtyper. Det store antal typer afspejler den kraftige saltgradient i området, men også at den fysiske påvirkning af fjordene er meget forskelligartet.

Hårdbundsvegetation som indikator for naturkvalitet og bevaringsstatus på stenrev

Det påvises ved hjælp af en række opstillede modeller at der er gode empiriske relationer mellem den oprette algevegetations dækning på stenrevne i Kattegat og tilførsler af næringsstoffer. Den bundlevende vegetation kontrolleres på de udvalgte stationer primært af vandets klarhed, som regulerer den lysmængde, som kan trænge gennem vandsøjlen. Vandets sigtbarhed er omvendt korreleret med tilførslen af næringsstoffer. Der er gennemført scenarieberegninger over vegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler til brug for opstilling af konkrete miljøkvalitetsmålsætninger, der er vigtige i relation til Habitat- og Vandrammedirektiverne.

Klassifikation af kystvande vha. makroalgernes dybdefordeling

Formålet med dette arbejde var at undersøge, om det er muligt at klassificere kystvandenens miljøtilstand ud fra makroalgernes dybdefordeling. For at nå dertil måtte vi først undersøge, om algernes dybdeudbredelse kan benyttes som indikator for miljøkvalitet og måtte derfor som udgangspunkt besvare spørgsmålet: "Kan variationer i belastning/vandkvalitet forklare variationerne i dybdeudbredelsen af a) det samlede algesamfund, b) funktionelle algegrupper og/eller c) enkeltarter?".

Undersøgelsen er baseret på statistiske analyser af algedækning i relation til belastning, klimatiske forhold og vandkvalitet indsamlet under vandmiljøplanernes overvågningsprogrammer gennem perioden 1988 til 2002 i 33 vandområder. De anvendte modeller tog højde for, at algernes dækning afhænger af substratets sammensætning, og at dækningsgraden også varierer med dybde, station, område og år.

Dækningen af det samlede algesamfund var generelt størst i de områder, der havde de bedste lysforhold og de laveste koncentrationer af næringssalte og klorofyl. Den bedste model kunne forklare 79% af variationen i dækning mellem områder og viste, at dækningen generelt var størst i områder med god sigtdybde og høj saltholdighed, men at Limfjorden adskilte sig ved lavere algedækning end de øvrige områder. Variationer i algernes dækning fra år til år kunne derimod ikke forklares ud fra ændringer i vandkvaliteten.

De funktionelle grupper, der omfatter tråd- og bladformede alger med simpelt opbygget væv, er domineret af arter med opportunistisk vækststrategi, som i teorien favoriseres af øget næringsbelastning. Andelen af disse alger var størst i de mest brakke områder, men var ikke signifikant korreleret til områdernes belastning eller vandkvalitet og heller ikke til år-til-år variationer i disse. Andelen af udvalgte enkeltarter af flerårige alger udgjorde i gennemsnit en meget lille procentdel af det samlede algesamfund og varierede betydeligt mellem områder, så datagrundlaget var for usikkert til at opstille generelle sammenhænge med vandkvaliteten.

Dækningen af det samlede algesamfund var dermed den eneste af de undersøgte algevariable, der kunne benyttes som indikator for miljøkvalitet. For at illustrere hvordan dækningen kan knyttes til forvaltningspraksis, tog vi udgangspunkt i den fundne relation mellem algedækning og sigtddybde, og relaterede derpå sigtddybde til næringskoncentration og næringskoncentration til stoftilførslen fra land. Dermed kunne vi relatere nærings saltbelastningen til makroalgernes dækning langs dybdegradienter.

Algernes dækning er dog ikke en følsom indikator for vandkvalitet. Dækningen stiger i gennemsnit kun 4%, når sigtddybden stiger 1 m, og reagerer ikke på de variationer i vandkvalitet, der har fundet sted inden for de seneste 13 år. For at opnå bedre modeller i fremtiden er det nødvendigt at reducere den uforklarede variation i datasættet, som bl.a. kan skyldes dykkereffekter, og som bidrager til at tilsløre eventuelle sammenhænge mellem vandkvalitet og algedækning.

*Ålegræs dybdeudbredelse
som indikator for økologisk
tilstand i kystområder*

Tidligere undersøgelser har vist, at ålegræssets dybdegrænse reagerer på ændringer i vandkvalitet, idet dybdegrænsen stiger som funktion af stigende sigtddybde og faldende koncentration af TN. Forskelle i sigtddybde kan forklare omkring 60% variationen i ålegræssets dybdegrænse i danske farvande. Ålegræssets dybdegrænse er dermed blandt de biologiske parametre, der viser den bedst dokumenterede sammenhæng med eutrofiering i marine områder. De opstillede rumlige og tidslige modeller er velegnede til at beskrive generelle sammenhænge mellem ålegræs og vandkvalitet og til at forudsige den gennemsnitlige dybdegrænse ved en given næringsrigdom eller et givet lysniveau. Men modellerne kan ikke forudsige dybdegrænsen på den enkelte lokalitet præcist. Der er flere eksempler på, at modellerne ikke slår til. Selvom der gennem de seneste år har været tendens til bedre sigtddybde i de danske kystvande, er der ikke tegn på, at ålegræsset vokser dybere, tværtimod er dybdegrænsen i fjordene reduceret. Tilsvarende viser mange transekter heller ikke tydelige tidsmæssige sammenhænge mellem ændringer i vandkvalitet og dybdegrænse. Formålet med dette arbejde har været at videreudvikle modellen, på baggrund af det store data materiale fra overvågningsprogrammets start i 1988 og frem til i dag, således at den kan benyttes til at forudsige effekter af reduceret næringsrigdom i specifikke områder. Vi har dog ikke ved at inddrage flere data eller ved at opsplitte datasættet i en rumlig variation kunnet forbedre den tidligere model. En analyse af de mange datasæt har vist, at der ved fastlæggelse af referencetilstanden i udvalgte områder ikke opnås en bedre præcision ved anvendelse af transekt- eller områdespecifikke modeller. I

forhold til den empiriske model mellem dybdegrænsen og TN-koncentrationen. Generelt giver modellerne en mindre dybdeudbredelse af ålegræs end de dybdeudbredelser, der er angivet i de historiske data.

Scenarier for klassifikation af kystvande vha. ålegræssets dybdegrænse

Referencetilstand og klassifikationssystem er tidligere fastlagt for indikatoren 'ålegræssets dybdegrænse' i Danmark. Dette arbejde blev gennemført på baggrund af et første udkast til typeinddeling af danske kystområder. I mellemtiden er typeinddelingen revideret, og formålet med dette nye studium er at fastlægge referencetilstand og klassifikationssystem for ålegræssets dybdegrænse med udgangspunkt i de nye typeområder.

Referencetilstanden for ålegræssets dybdegrænse blev defineret ud fra et stort historisk datamateriale fra omkring år 1900. Referencetilstand eller "høj miljøtilstand" i de enkelte typeområder blev beskrevet som 90% fraktilen af historiske data fra lokaliteter i typeområderne. Referencetilstanden blev desuden vurderet for farvandsområder (f.eks. Øresund) på baggrund af historiske opgørelser for disse områder. Endelig blev referencetilstanden for fjorde og kystområder modelleret ud fra koncentrationen af total-kvælstof under referencetilstand vha. en empirisk model. Klassifikation af miljøkvalitet ud fra ålegræssets dybdegrænse blev illustreret ved 3 eksempler med forskellig afgrænsning mellem god og moderat miljøtilstand – nemlig 15%, 20% og 25% af referencetilstanden.

Analyserne viste, at klassifikation af god miljøtilstand afhænger af, 1) om man tager udgangspunkt i typeområder, lokaliteter eller farvandsområder, 2) kriteriet for referenceniveauet (fx 90% fraktilen af historiske data), og 3) den tilladte afvigelse fra referenceniveauet (fx 15, 20 eller 25%).

Sammenfattende illustrerer studiet, at ålegræssets dybdegrænse udmærket kan benyttes som indikator for vandkvalitet under Vandrammedirektivet/Habitatdirektivet. Brugen af typeområder er problematisk, og det kan anbefales at benytte lokalitetsspecifikke oplysninger om referenceforhold, hvis de er til rådighed. Når man benytter historiske opgørelser af ålegræssets dybdegrænse i klassifikationen, skal man være opmærksom på, at de repræsenterer ålegræssets hovedudbredelsesdybde. Når man skal vurdere, om målet er opfyldt i dag, skal det derfor ske ud fra aktuelle opgørelser af hovedudbredelse og ikke ud fra opgørelser af maksimal udbredelsesdybde.

Bundfauna

Biomasse af bundfauna kan være en anvendelig parameter til at illustrere sammenhænge mellem presfaktoren eutrofiering og responsvariablen bundfauna. Biomasse af bundfauna er i de to systemer generelt blevet fordoblet i løbet af 1900-tallet. Da vi ikke har pålidelige belastningsdata fra starten af forrige århundrede, kan der ikke fastlægges en eksakt belastningsbestemt bevaringsstatus, men forskellene mellem før og nu kan bruges som en rettesnor for det niveau, biomasse af bundfauna kan ligge på i en gunstig bevaringsstatus. Derimod kan vi ikke på det nuværende datagrundlag bruge faunasammensætning som responsvariabel. Biomasse af bundfauna er en parameter, der er følsom for andre påvirkninger end antropogene

påvirkninger. Således påvirker saltholdigheden såvel artssammensætning som biomasse. Derfor skal gunstig bevaringsstatus for kystlaguner nøje være afstemt med områdets forventede eller ønskede saltholdighed. Det samme gælder indikatoren artsmangfoldighed, der er undersøgt i andre sammenhænge.

Miljøfarlige stoffer og specifikke biologiske effekter

Miljøfarlige stoffer udgør mange forskellige forbindelser, og de fleste er kun målt i nyere tid, dvs. siden starten af 1980'erne. Derfor har et af formålene været at få et overblik over, hvilke data der er tilgængelige, og hvordan deres sammenhæng er med de udpegede habitatområder i særdeleshed og for de danske farvande i almindelighed. De mest veldefinerede data stammer fra det nationale overvågningsprogram NOVA-2003 og regionale programmer fra 1998-2003. Fra 2004 startede afløseren NOVANA. Før NOVA-2003 var det mest tungmetaller, der blev målt periodisk, men i enkelte programmer eller kampanjer har også andre miljøfarlige stoffer været målt sporadisk. Fra 1998 er stofgrupperne PAH'ere, PCB og chlorerede pesticider samt TBT også målt regelmæssigt. NOVA-programmet dækkede ca. halvdelen af habitatområderne.

Problemet med miljøfarlig stof-indikatorer i forhold til Vandrammedirektivet er, at der oftest måles på biota (fisk og muslinger, og i enkelte tilfælde højerestående pattedyr og fugle) og sediment, hvormod Vandrammedirektivet arbejder med koncentrationsmål for vandfasen. Der er derfor arbejdet med 3 forskellige stofgrupper - Cd som eksempel på metaller, Naphthalen som eksempel på lette PAH'er og Benzo(a)pyren tunge PAH'er og endelig Tributyltin (TBT) som eksempel på et pesticid anvendt i bundmaling til skibe. PAH'erne og TBT repræsenterer persistente organiske forbindelser - for PAH'erne med et naturligt baggrundsniveau. For TBT er der ikke noget baggrundsniveau - det er ren antropogen tilførsel. De tre organiske forbindelser har samtidig forskellige fysisk-kemiske egenskaber mht. bioakkumuleringspotentiale, nedbrydelighed, vandopløselighed og damptryk. Ud fra økotoksikologiske kriterier er koncentrationsniveauerne i vand, biota og sediment forsøgt sammenstillet, således at koncentrationerne i biota eller sediment kan anvendes i stedet for eller til at estimere vandkoncentrationen i et fælles klassifikationssystem, og dermed anvendes som konkrete miljømål. Det er samtidig undersøgt, om den etablerede klassificering giver samstemmende resultater på tværs af matricerne, og for TBT endog med kobling til biologiske effekter (imposex og intersex i marine snegle). Samspillet mellem de marine konventioner HELCOM og OSPAR og direktiverne er herudover kort beskrevet.

English Summary

This report deals with the development and application of chemical and biological indicators of ecological status in the coastal zone. The overall aim of the work is to identify relevant indicators and evaluate how they can be used to assess conservation status according to The Habitat Directive and ecological quality according to The Water Framework Directive. In addition to this, the report proposes a typology for Danish coastal waters.

A typology has been developed for the Danish coastline, most of which is located in a region with a strong physical and biological gradients. It was found necessary to use different criteria for characterizing the open water coast and estuaries. The open water coast was characterized with respect to salinity, depth, wave exposure and tidal influence, whereas estuaries were characterized with respect to bottom salinity, degree of stratification, the ratio of residence time to surface runoff and sluice-control. The approach results in a division of the Danish coastal waters into 15 different types: 5 open water types and 10 estuary types. The large number of types reflects the strong salinity gradient present in the Danish coastal waters, but also that the physical factors that are relevant for defining a type, vary greatly among the Danish estuaries.

There were significant empirical relationships between the emergent macroalgal cover on the examined stone reefs in Kattegat and the nutrient load. The vegetation is primarily controlled by light. The visibility is reversed correlated to the nutrient load. A number of scenarios were calculated to demonstrate relationships between the vegetation and a variety of nitrogen loads. These relationships can be used to establish specific ecological quality objectives according to the requirements described in the Habitat Directive and in the Water Framework Directive.

The coastal vegetation and more specifically the depth distribution of macroalgae was tested as a potential indicator of water quality. We wanted to identify whether changes in nutrient load can explain changes in 1) the depth cover of the total algal community, 2) of functional algal groups and/or 3) of single species of macroalgae along depth gradients. The study is based on statistical analyses of algal cover in relation to nutrient load, climatological data and water quality collected in the Danish National Monitoring and Assessment Programme throughout the period 1989 to 2002. The applied models considered that algal cover depends on the substratum and that cover also varies with depth, location, area and sampling year.

The cover of the total algal community was generally higher in areas with the best light conditions and the lowest concentrations of nutrients and chlorophyll. The best model explained 79% of the variation in cover between areas and demonstrated that cover was generally higher in areas with good light conditions and high salinity. Sites located in the Limfjord area generally had lower algal cover than

other areas for given levels of Secchi depth and salinity. The developed models could not explain year to year changes in algal cover from changes in water quality over the monitoring period.

The functional groups encompassing filamentous and foliose macroalgae with a simple thallus are dominated by species having an opportunistic growth strategy. These algae are, in theory, favoured by increased nutrient load. The study demonstrated that the fraction of these algae was largest in the most brackish areas but showed no significant correlation to differences in water quality or nutrient load between areas or between years.

The fraction of selected species of perennial algae constituted a very small percentage of the total algal community and varied considerably between areas so the data set was inappropriate for modelling general relationships between the cover of these species and water quality.

In conclusion, the cover of the total algal community was the only tested algal variable useful as an indicator of water quality. In order to illustrate how the indicator can be used in practice to assess water quality, we applied the identified relation between algal cover and Secchi depth, then related Secchi depth to nutrient concentration and finally related nutrient concentration to nutrient load. Thereby we could relate nutrient load to algal cover. Total algal cover is, however, still not a sensitive indicator of water quality. Cover increased only 4% on average when Secchi depth increased by 1 m and algal cover did not reflect the variations in water quality, which had taken place over the last 13 years. In order to obtain better future models it is necessary to explain a larger part of the residual variation in cover data, which can be due to e.g. diver effects and which blurs relations between water quality and algal cover.

Earlier studies have demonstrated that eelgrass depth limits respond to changes in water quality. Depth limits increase as a function of increased Secchi depth and reduced concentrations of TN and differences in Secchi depth can explain up to 60% of the variation in eelgrass depth limits in Danish coastal waters. Eelgrass depth limits are thereby among the biological indicators, which show the best-documented coupling to eutrophication in coastal areas. While the existing models are useful for assessing general relationships between depth limit and water quality and for predicting an average depth limit at a given Secchi depth, they cannot precisely predict depth limits at specific sites. There are several examples that the models are insufficient. Even though Secchi depth has lately increased in Danish coastal waters, eelgrass does not grow deeper; - in contrary, depth limits have become shallower in the estuaries. Similarly, many sites do not show a coupling between depth limits and water quality over time. The aim of this study was to improve existing predictive models based on the large data set collected under the Danish National Monitoring and Assessment Programme since 1988. However, the large data set did not provide a better predictive model, neither regarding prediction of temporal changes nor regarding precise prediction of depth limits in specific areas. Area- or site

specific models did not provide a more accurate assessment of reference depth limits that did the existing overall model. Generally, the models predict shallower reference depth limits of eelgrass than indicated by historical data.

An earlier study has established reference conditions and a classification system for the indicator 'eelgrass depth limit' in Denmark. The work was based on a preliminary typology for Danish coastal waters. The aim of the present study was to establish reference conditions and a classification system for eelgrass depth limit based on a revised typology.

Reference conditions for eelgrass depth limits were defined from a large historical data material from ~1900. Reference conditions or 'high ecological quality' in type areas were described as the 90% fractile of historical data from sites located in each type area. Reference conditions were also estimated for coastal areas (e.g. Øresund) based on historical estimates for these areas. Eventually, reference conditions were modelled for estuaries and coastal areas based on reference total nitrogen concentration using an empirical model. Classification of good ecological quality based on eelgrass depth limits was illustrated by 3 examples using different limitation (15%, 20% and 25% of reference condition) between good and moderate quality.

The analyses showed that classification of good environmental quality depends on 1) whether it is based on type areas, coastal areas or sites, 2) the criteria used to define reference conditions (e.g. 90% fractile of historical data) and 3) the acceptable deviation from reference conditions (e.g. 15%, 20% or 25%).

This study illustrates that eelgrass depth limits are applicable indicators of water quality under the Water Framework Directive and the Habitats Directive. The use of type areas may, however, be problematic and it is recommended to apply site-specific information of reference conditions to the extent they are available. When using historical estimates of eelgrass depth limits in the classification it is important to be aware that these represent conservative estimates of depth limits (i.e. depth limits of eelgrass belts). To classify properly, they must therefore be compared with actual depth limits of eelgrass belts rather than with maximum depth limits of eelgrass.

Faunal biomass may be a useful parameter to illustrate relationships between the pressure factor eutrophication and the response variable macrobenthic fauna. Benthic biomass in the two systems has in general doubled over the 20th century. Since data on nutrient load are lacking from the first half of the previous century, it is not possible to define exactly a load-determined status of conservation. However, the differences between then and present can still be used as guidance when determining the biomass level for "good status". On the other hand we can not with present knowledge use species composition as response variable. Benthic biomass is also sensitive for other impact factors than the ones induced by man. Salinity influences both species composition and biomass. Therefore, good status of coastal lagoons should be finely tuned to the expected or desirable salinity of

the area. The same is true for the indicator species richness, which has been investigated in other contexts.

Hazardous substances represent a variety of different compounds, and most have only been measured in recent times, i.e. since the beginning of the 1980'ies. For this reason, one of the purposes of this report was to collect an overview of available data with respect to their geographical distribution in Danish waters and particularly in marine habitats. The most useful data is from the Danish National Monitoring and Assessment Programme, NOVA, and regional programmes from 1998-2003. From 2004, NOVA was replaced by NOVANA. Mainly heavy metals were measured periodically before the NOVA programme, but in some programmes or campaigns also other hazardous substances was measured sporadically. From NOVA started in 1998, PAHs, PCBs and chlorinated pesticides together with TBT have been measured periodically. The NOVA programme covered approximately half of the marine annex 1 habitats of Council Directive 92/43 EEC of 21 May 1992.

An important limitation in the use of hazardous substance-indicators in connection with the WFD is, that measurements usually are performed in Biota (fish and mussels, and in rare cases higher mammals and birds) and sediments. Contrary, the WFD makes use of concentrations in the water phase as target values. Therefore, this report concentrated on 3 different substance groups: Cd as an example of metals, Naphthalene as example of light- and Benzo(a)pyrene of heavy PAHs and finally Tributyltins (TBT) as an example of a pesticide, used in antifouling paints to ships. PAHs and TBT represents persistent organic pollutants (POPs), for PAH's with a natural background level from forest fires and occasionally seepage from the seabed, whereas TBT has no natural background level but is purely anthropogenic in origin. The three organic compounds exhibit different physico-chemical properties with regard to bioaccumulation potential, degradability, water solubility and vapour pressure. Using ecotoxicological criteria, concentration levels in water, biota and sediment were aggregated, so that concentrations in biota or sediments could be used to estimate water concentrations in a common classification system, and hence used as quality targets. In addition, it was studied whether the established classification provided comparable results between the different matrices and for TBT even with a coupling to biological effects (imposex and intersex in marine mollusc). The interaction between the marine conventions, HELCOM and OSPAR, and the directives are also briefly discussed.

A number of constraints, questions and recommendations were made on several of the indicators in question which are important to consider before a more comprehensive implementation of the Water Framework Directive can be made in Danish coastal waters.

1. Formål og projektafgrænsning

Det første og meget væsentlige skridt i at opstille et system for fastlæggelse af biologiske kvalitetsmål er at tilvejebringe viden om sammenhæng mellem væsentlige presfaktorer og udvalgte biologiske indikatorers respons på påvirkningerne. Når sådanne sammenhænge er fastlagt og veldokumenterede, foreligger der et værktøj, hvortil de relevante myndigheder kan knytte de konkrete bevarings- og miljømål for de enkelte indikatorer, som skal opfyldes.

De udvalgte indikatorer bør tilsammen beskrive struktur, funktion og eventuelle karakteristiske arter, når det drejer sig om Habitatdirektivets naturtyper. For Vandrammedirektivets vedkommende skal indikatorerne ligeledes kunne afspejle økosystemernes struktur og funktion og omfatte de kvalitetselementer, som er nævnt i direktivteksten. Sammenhænge mellem indikatorerne og presfaktorerne søges tilvejebragt ved brug af historiske data, hvor sådanne findes, og nyere data (indsamlet under Vandmiljøplanens overvågningsprogrammer (1988-1992, 1993-1997, 1988-2003) og de regionale miljøtilsyn) samt ved anvendelse af empirisk eller dynamisk modellering, hvor det er muligt.

Efter ønske fra Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen er arbejdet fokuseret på følgende indikatorer:

- ålegræs,
- kystnær algevegetation, som både omfatter analyser af den samlede algedækning og det relative forhold mellem opportunistiske alger og flerårige alger,
- vegetation på dybere stenrev i åbne farvande,
- blødbundsfauna i fjorde og
- miljøfarlige stoffer.

Omfanget af den geografiske dækning af de anvendte data varierer betydeligt mellem de enkelte indikatorer. Analyserne af stenrevsvegetation omfatter alle tilgængelige data for danske farvande. Analyserne af de kystnære algesamfund omfatter data fra de områder, der er undersøgt i NOVA-programmet og strækker sig tidsmæssigt over perioden 1989-2002.

Analyserne af ålegræs omfatter data fra hele landet gennem perioden 1989-2002. Herudover indgår data fra omkring år 1900 til at fastlægge referenceforhold. Analyserne af blødbundsfaunaen i fjorde er derimod begrænset til Limfjorden og Ringkøbing Fjord, da væsentlige ressourcer er brugt på fremskaffelse af gamle data fra starten af 1900-tallet.

For udvalgte miljøfarlige stoffer er det først fra NOVA-2003 programmets start i 1998, at der er et landsdækkende overvågningsprogram. Enkelte historiske data findes dog for biota, og der er tidligere lagt et stort arbejde i at indsamle sedimentdata til ATLAS-databasen. Der indgår ikke data for vandkoncentrationer, da det blev vurderet,

at disse ikke forefindes i særlig stor geografisk udbredning eller tilstrækkelig kvalitet.

Rapportens samlede diskussion og perspektivering forholder sig bl.a. til anvendeligheden af både den opstillede typologi og eksemplerne på klassifikationsværktøjer. Det skal i den forbindelse understreges, at rapportens konklusioner og anbefalinger er DMU's alene, og at de skal opfattes som et grundlag for de administrative styrelses videre arbejde.

2. Typeinddeling af kystnære danske farvande

Af Trine Christiansen

Denne rapport omfatter en revision af en tidligere typologisk inddeling af de danske farvande (Nielsen et al., 2001). I de åbne farvande er der ikke ændret i typerne, men grænserne for det inddelte område var endnu ikke endeligt fastlagt i den tidligere rapport, og de er blevet ændret. I den tidligere inddeling af fjorde blev middeldybde anvendt til at beskrive lagdeling i stedet for den egentlige salinitetsforskel, og der blev ikke taget højde for fjordenes opholdstid. I denne reviderede typologi er der taget udgangspunkt i det omfattende datamateriale, der findes for de danske fjorde.

2.1 Grundlag for klassifikationerne

De kystnære områder af de danske farvande ønskes inddelt i typer inden for to forskellige kategorier, åbenvandstyper og fjordtyper. Typerne i de åbne farvande er inddelt efter salinitet, eksponering og tidevand, hvorimod fjordene er inddelt efter salinitet, lagdelingsgrad og et afstrømningsindeks.

Saliniteten i bundvandet i både fjorde og åbentvandsområder er anvendt som klassifikationsredskab. Årsagen er, at man herved sikrer den bedste kobling mellem typologien, bundvegetation og bundfauna, som indgår i Vandrammedirektivet som væsentlige kvalitetselementer.

2.1.1 Åbenvandstyper

Åbenvandstyperne i de danske farvande omfatter de kyststrækninger, som ikke er defineret som fjorde, dvs. Vadehavet, den jyske vestkyst og de åbne områder af indre danske farvande, der er omfattet af Vandrammedirektivet.

Det er vanskeligt at definere den præcise geografiske placering af skillelinien mellem den mesohaline og den polyhaline kategori i de indre danske farvande, da der er stor variation omkring saliniteten 18. Her er valgt et snit, der ligger i Lillebælt, ved Storbæltsbroen og ved Drogdøntærsklen i Øresund. Desuden falder området omkring Bornholm i den mesohaline kategori, da saliniteten her er 7.5.

Den euhaline kategori findes langs den jyske vestkyst og på dybder større end 15 meter i Kattegat og Øresund. Det er valgt at definere en euhalin kategori i de indre danske farvande, fordi denne grænse adskiller *Macoma*-samfundet fra *Amphiura*-samfundet, hvilket er en af de få kendte skarpe grænser mellem to bundfaunasamfund i de kystnære områder.

Den jyske vestkyst adskiller sig fra de indre danske farvande ved at være kraftigt bølgeeksponeret og tidevandspåvirket, hvilket er blevet

Tabel 2.1. Åbentvandstyper i de danske farvande.

| Salinitet | Mesohalin ($S > 5 \& S < 18$) | Polyhalin ($S > 18 \& S < 30$) | Euhalin ($S > 30$) | |
|-------------------|---|--|---|--------------------------|
| Fysisk påvirkning | Indre danske farvande | Indre danske farvande | Indre danske farvande | Eksporeret Tidevand |
| Type betegnelse | ow3 | ow2 | ow1 | ow4 ow5 |
| Beskrivelse | Syd for Drogden, Storebæltsbroen og Lillebælt samt omkring Bornholm | Nord for Drogden, Storebæltsbroen og Lillebælt | Højsaline områder nord for Sjælland og i det centrale Øresund | Jyske vestkyst Vadehavet |

til yderligere to kategorier i den euhaline kategori. Klassifikationskriterierne fremgår af Tabel 2.1.

2.1.2 Fjordtyper

Fjordene er inddelt efter salinitet, lagdelingsgrad og et afstrømningsindeks beregnet som afstrømning divideret med opholdstid og fjordtyperne er derfor i princippet en underinddeling af åbentvandstyperne, hvor der desuden tages højde for lagdeling og et afstrømningsindeks. Deres desuden udpeget en kategori til de to slusefjorde, da påvirkningen af disse fjorde i højere grad afgøres af den anvendte slusepraksis end af de naturlige forhold. Fjordene er også udpeget efter et væsentlighedskriterie – fjorde med et areal under 10 km² er generelt ikke medtaget i opgørelsen. Undtaget herfra er dog Holckenhavn fjord, hvor der er lavet en tidlig vegetationsundersøgelse. Typerne er beskrevet i Tabel 2.2.

Tabel 2.2. Fjordtyper i de indre danske farvande, hvor: S: Salinitet i 80% dybden. Med 80% dybden menes den dybde, som svarer til 80% af fjordens areal, er mere lavvandet end denne dybde. Denne definition er valgt, fordi mange målinger bliver lavet i særligt dybe områder, som ikke er repræsentative for fjordens dybde. I enkelte tilfælde er saliniteten i 90% dybden anvendt (Mariager og Karrebæk fjorde). ΔS : Forskel mellem overflade og bundsalinitet. Grænsen svarer til, at $\Delta S > 1$ i 50% af profilerne målt på en given station. F: Afstrømningsindeks defineret som afstrømning [m³ s⁻¹]/opholdstid [dage].

| Oligohaline ($S < 5$) | | | | Mesohaline ($S > 5 \& S < 18$) | | | | Polyhaline ($S > 18 \& S < 30$) | | | |
|---------------------------|---------|---------------------------|---------|----------------------------------|---------|---------------------------|---------|-----------------------------------|---------|---------------------------|---------|
| Lagdelt $\Delta S > 1$ | | Blandet $\Delta S < 1$ | | Lagdelt $\Delta S > 1$ | | Blandet $\Delta S < 1$ | | Lagdelt $\Delta S > 1$ | | Blandet $\Delta S < 1$ | |
| F < 0.1 | F > 0.1 | F < 0.1 | F > 0.1 | F < 0.1 | F > 0.1 | F < 0.1 | F > 0.1 | F < 0.1 | F > 0.1 | F < 0.1 | F > 0.1 |
| O1 | O3 | O2 | O4 | M1 | M3 | M2 | M4 | P1 | P3 | P2 | P4 |

2.2 Beskrivelse af beregningsmetode brugt til at inddele fjorde efter salinitet, lagdelingsgrad og afstrømningsindeks

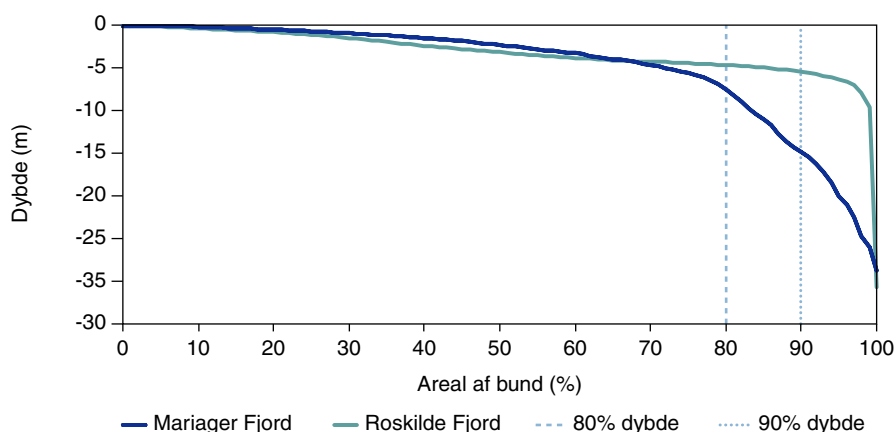
Datagrundlaget for inddeling af fjordene er salinitetsmålinger udført i fjordene. Fjordtyperne inddeles i relativt brede kategorier, og for fjorde, hvor data indikerer, at de ligger langt fra grænsen mellem 2 typer, er inddelingen i mindre grad afhængig af, at der udføres beregninger på baggrund af dette notat. For fjorde, der ligger tæt på grænsen mellem 2 typer, er det derimod vigtigt at være omhyggelig med datagrundlaget for at klassificere fjorden i den rigtige type.

2.2.1 Bestemmelse af 80% dybden

Bundsaliniteten er her defineret som saliniteten på 80% dybden, dvs. den dybde, der svarer til, at 80% af fjordens bundareal er mere lavvandet end denne dybde. Denne dybde vælges for at undgå, at bundsaliniteten bestemmes af målinger foretaget på særligt dybe sta-

tioner, der ikke er repræsentative for fjorden. Hvis man ved, at bundsalinitetmålingen er foretaget på dybder, der er repræsentative for den pågældende fjord, kan den målte bundsalinitet anvendes i stedet for 80% dybden. Bundsaliniteten skal da bestemmes ved en konstant dybde, og ikke som den nederste måling i et profil (dybden af denne måling kan variere noget).

80 % dybden findes typisk ud fra en hypsografisk kurve, dvs. en kurve der beskriver fordelingen af areal svarende til en given dybde (Figur 2.1). Der er beregnet hypsografiske kurver for mange fjorde, men hvis kurven ikke er beregnet for en given fjord, foreslår vi, at man starter med at skønne dybden ud fra et søkort.



Figur 2.1. Hypsografiske kurver for hhv. Roskilde og Mariager fjorde. Kurverne beskriver, hvor stor en andel af bunden, der når til en given dybde. Således er 80% af arealet i Roskilde Fjord mindre end 4,9 meter dybt, hvori- mod 80% af arealet i Mariager Fjord har en dybde på under 7,5 meter. Tilsvarende er 90% af arealet i Roskilde Fjord mindre end 5,1 meter dybt og 90 % af arealet i Mariager Fjord er mindre end 14,8 meter dybt.

2.2.2 Salinitet

Datagrundlaget for inddeling af en fjord er alle salinitetsmålinger udført i den pågældende fjord fordelt på stationer. I denne udvælgelse er det antaget, at målingerne er jævnt fordelt over året. Der er ofte foretaget målinger på mere end en station i en fjord. Når dette er tilfældet, er hver enkelt station klassificeret, og der kan derfor være mere end en type i en fjord.

Overfladesaliniteten er bestemt ved salinitetsmålingen på 1 meters dybde og bundsaliniteten er bestemt som saliniteten målt på den dybde, der svarer til, at 80% af fjordens bund, eller alternativt saliniteten i den dybde, der er valgt til at beskrive bundsaliniteten. En nem måde at udvælge overflade- og bundsaliniteter er ved at lave en pivottabel i Excel, hvor man har dato på y-aksen og dybden for overflade- og bundsaliniteten på x-aksen. I denne tabel kan middelværdierne af overflade- og bundsaliniteterne desuden beregnes. Middelværdierne af overflade- og bundsaliniteterne bruges til at klassificere det område af fjorden, som målingen repræsenterer. Det kan være nyttigt at beregne salinitetsfordelingen i hhv. overflade og bund for at se, om der er åbenlyse skævheder i fordelingen, der kan være en konsekvens af et ikke repræsentativt datasæt.

Hvis saliniteten på en station veksler meget mellem sommer og vintermåneder, og der er åbenlyse skævheder i tid, skal der foretages en udvælgelse af data, således at sommermålinger og vintermålinger vægtes lige meget. Denne analyse kan fx laves ved at lave en pivottabel i Excel, der viser antallet af målinger i hver måned, og derefter udvælge et dataset med ligelig fordeling på alle måneder.

2.2.3 Lagdelingsgrad (ΔS)

Lagdelingsgraden (ΔS) er bestemt som forskellen mellem overflade- og bundsalinitet. Når $\Delta S > 1$ i 50% eller mere af profilmålingerne, anses fjorden for at være lagdelt, dvs. når medianen er større end 1, anses fjorden for at være lagdelt.

Lagdelingsgraden bestemmes ved at beregne salinitetsforskellen mellem overflade- og bundsalinitet for hvert prøvetagningstidspunkt og beregne fordelingen af salinitetsforskellene for hver station. Da fordelingen af salinitetsforskelle ofte er asymmetrisk, kan der være stor forskel på middelværdien og medianværdien.

I Excel kan fordelingen beregnes ved at bruge den funktion, der hedder frekvens. Denne funktion beregner antallet af målinger i en serie, der ligger inden for et specificeret interval. Derefter opstilles en intervalserie, fx en søjle med salinitetsværdierne 0,1,2,...,10, og parallelt til denne søjle beregnes frekvensen. Måleserien udvælges som salinitetsforskellen, og intervallet vælges til fx 0 i første række, 1 i anden række osv. Den relative frekvens beregnes ved at dividere antallet af målinger i hver række med det samlede antal målinger (se evt. vedlagte regneark).

Der er ofte foretaget målinger på mere end en station i en fjord. Når dette er tilfældet, er hver enkelt station klassificeret, og der kan derfor være mere end en type i en fjord. Typisk er inderfjorde mere ferskvandspåvirkede end yderfjorde.

2.2.4 Afstrømningsindeks (F)

Opholdstider er estimeret som:

$$T = \frac{V}{Q + R} \quad \text{og} \quad Q = \frac{\frac{S}{Sm} R}{\left(1 - \frac{S}{Sm}\right)}$$

hvor V er fjordvolumen i km^3 , Q er saltvandstilførsel, R er afstrømning, S er overfladesalinitet i fjorden, og Sm er salinitet ved fjordmundingen, jf. Rasmussen og Josefson, 2002. Denne relation giver et estimat af opholdstiden, som er i den rigtige størrelsesorden, men som kan afvige fra opholdstider beregnet med hydrauliske modeller. I denne relation vælges R som middellårsafstrømningen i km^3/dag , Sm som middel overfladesaliniteten lige uden for fjorden eller i fjordmundingen. S er middel overfladesaliniteten inde i fjorden beregnet som middelværdi af alle overflade målinger. Sm skal altid være større end S for, at relationen kan give et meningsfyldt resultat. Den estimerede opholdstid bliver også usikker i fjorde med meget

lille afstrømning, når dette medfører en meget lille salinitetsforskel mellem fjorden og det omgivende farvand.

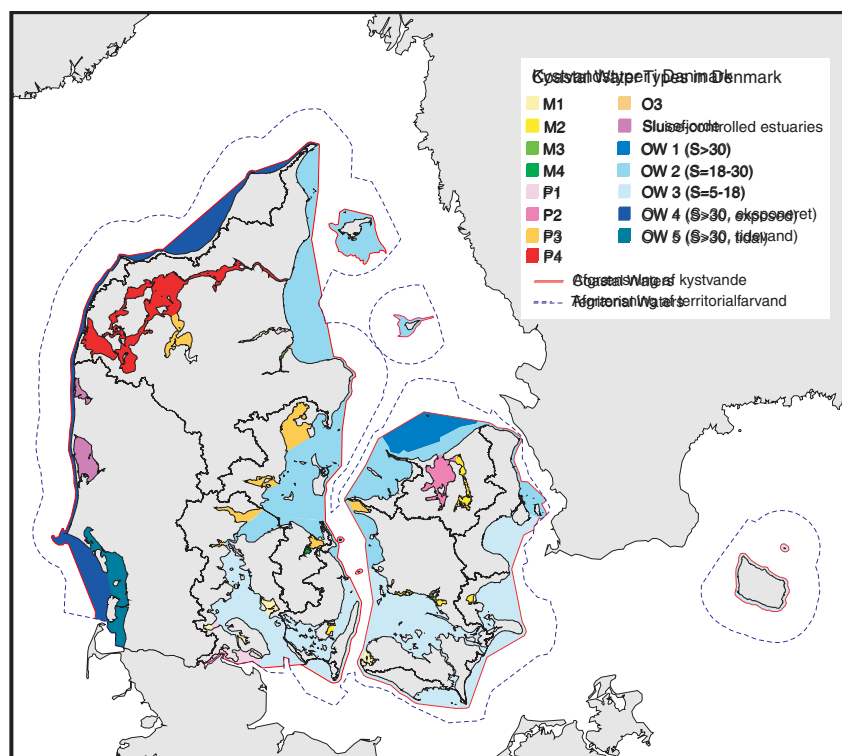
Opholdstid i relation til afstrømning til fjorden udgør et indeks for, hvor følsom fjorden er over for ferskvandstilførsel. Typisk er fjorde med lang opholdstid mere følsomme over for belastning, men hvis afstrømningen er lille, vil fjorden være mindre følsom. Afstrømningsindekset (F) er defineret som afstrømning med enheden m^3s^{-1} divideret med opholdstiden i enheden dage. På baggrund af data-materialet fra 19 fjorde er grænsen mellem mere eller mindre følsom valgt som median værdien afrundet til nærmeste hele dekade: 0.1. F varierer fra 10^{-4} til $14 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \text{ dage}^{-1}$.

2.3 Fordeling af farvande på typologier

De opstillede kriterier er anvendt til at klassificere alle kystnære åbne farvande i Danmark samt de 33 arealmæssigt største fjorde.

Den anvendte inddeling resulterer i 15 mulige fjordtyper, men typerne O1, O2 og O3 forekommer ikke blandt de udvalgte fjorde. Fordelingen af fjorde mellem typeområder er vist i Tabel 2.3.

Fordelingen af de enkelte farvande og fjorde på typologier fremgår af Figur 2.2.



Figur 2.2. Kystvandstyper i danske farvande.

Tabel 2.3. Fordeling af fjorde mellem typeområder.

| Type | Områder af denne type |
|-------------|--|
| O1 | |
| O2 | |
| O3 | Indre Randers Fjord |
| O4 | |
| M1 | Augustenborg Fjord Helnæs Bugt Nakskov Fjord Indre Åbenrå Fjord Indre Mariager Fjord |
| M2 | Roskilde Fjord Dybsø Fjord Præstø Fjord Lunkebugten Holsteinborg Nor |
| M3 | Karrebæk Fjord Centrale Randers Fjord Holckenhavn Fjord |
| M4 | Indre Odense Fjord |
| P1 | Flensborg Fjord Gamborg Fjord Ydre Åbenrå Fjord Ydre Mariager Fjord |
| P2 | Isefjord |
| P3 | Århus Bugt Horsens Fjord Vejle Fjord Kalundborg Fjord Kolding Fjord Skive Fjord Lovns Bredning Risgårde Bredning Ydre Randers Fjord Ydre Odense Fjord |
| P4 | Nissum Bredning Thisted Bredning Kås Bredning Løgstør Bredning Nibe Bredning |
| Slusefjorde | Ringkjøbing Fjord Nissum Fjord |

2.4 Diskussion og konklusion

De danske kystområder er inddelt i i alt 15 typer, dvs. en type mindre end i den tidligere opgørelse. Det store antal typer afspejler især den kraftige saltgradient i de danske farvande. Grænsen mellem mesohalint og polyhalint vand på 18 er foreskrevet i Vandrammedirektivet, og denne salinitetsgrænse inddeler de åbne danske farvande i et område nord for Lillebælt, Storebæltsbroen og Drogden og et syd for.

Det er tilstræbt kun at inddele en fjord i flere typer, når enten en kraftig saltgradient eller en kraftig lagdelings gradient er tilstede. De fjorde, der inddeles i flere salinitetskategorier, er Åbenrå Fjord, Mariager Fjord, Odense Fjord og Randers Fjord. I disse 4 fjorde varierer forskellen i salinitet fra indre til ydre fjord fra 7 i Åbenrå Fjord til 22 i Randers Fjord.

I Mariager Fjord er der meget stor forskel på, om 80% (7,5 m) eller 90% dybden (14,8 m) bliver anvendt som referencedybde, og derfor er det valgt at inddele efter 90% dybden, fordi 80% dybden ikke ligger under haloklinen i fjorden. Når fjorden klassificeres efter 90% dybden, bliver indre Mariager Fjord til en M1 type. Hvis den egentlige bundsalinitet var anvendt, ville indre Mariager Fjord være af samme type som ydre Mariager Fjord (P1).

I Karrebæk Fjord er 90% dybden (2,1 m) ligeledes anvendt til at inddele efter, da haloklinen også her ligger under 80% dybden (1,5 m).

De fjorde, der er blandede i en del af fjorden og lagdelte i en anden del, er Limfjorden og Odense Fjord. I Limfjorden er lagdelingen kraftigst i Skive Fjord, Lovns bredning og Risgårde bredning, fordi ferskvandspåvirkningen her er størst. I Odense Fjord er den inderste del af fjorden ikke lagdelt, fordi det tungere bundvand oftest ikke trænger helt ind i den lavvandede indre fjord.

Den danske kyst omfatter et stort antal fjorde. I denne analyse er de største medtaget, men flere små fjorde er udeladt. Fordelen ved den typologi som er præsenteret her, er, at det er nemt at kategorisere fjorde, der ikke er med i denne analyse. Hvis man vælger kun at inddele efter salinitet og følsomhed eller efter salinitet og lagdeling, kan antallet af typer reduceres til 6.

Referencer

Rasmussen, B. & Josefson, A.B. 2002: Residence times of micro-tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 54. pp. 65-73.

Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 2001: Typeinddeling og kvalitetslementer for marine områder i Danmark. Vandrammedirektiv-projekt, Fase I. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 369: 105 s.

[Tom side]

3. Bentisk makrovegetation

Af Karsten Dahl

Dette kapitel vedrørende den bentske makrovegetation består af 4 separate delkapitler.

De to første delkapitler omhandler begge analyser af makroalgers egnethed som indikator på hård bund. Det første kapitel fokuserer på stenrevsvegetation i det åbne Kattegat og den anden på algevegetationen i kystnære områder. Forudsætningerne for de to gennemførte analyser er imidlertid så forskellige, at det er berettiget at behandle data separat. Det skyldes dels, at analyserne af stenrevsvegetation fokuserer på data fra vanddybder, som ikke er til stede kystnært, og at vegetationen på stenrevne i de åbne farvande ikke er nær så udsat for sedimentpåvirkninger som vegetationen i de kystnære områder. Endelig har datasættet fra stenrevne i det åbne Kattegat den styrke, at det er udarbejdet af de samme 3 dykkere gennem alle årene. Det kystnære datasæts styrke er først og fremmest det meget omfattende datamateriale.

Delkapitlet om den kystnære algevegetation omfatter også en klassifikation af kystvandene vha. makroalgernes dybdefordeling.

De to resterende delkapitler omhandler ålegræs. Det første fokuserer på at forbedre parameterestimererne af empiriske model(ler) i forhold til tidligere analyser, og det sidste delkapitel om ålegræs drejer sig om at fastlægge foreløbige grænser mellem god og moderat økologisk tilstand for ålegræs i danske fjord- og kystområder til brug i forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet.

3.1 Hårdbundsvegetation som indikator for naturkvalitet og bevarings-status på stenrev

Af Karsten Dahl og Jacob Carstensen

3.1.1 Formål

Fokus i denne analyse er lagt på at beskrive årsagssammenhænge mellem eutrofieringsrelevante parametre og vegetationens tilstand på udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat. Den oprettede algevegetations samlede dækning på dybtliggende rev er anvendt som responsvariabel. Alger med opret vækstform er generelt mere lyskrævende end alger med skorpeformet vækstform og er derfor mere velegnet som indikator på de undersøgelsesdybder, som indgår i det nationale overvågningsprogram for stenrev.

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

Analyserne og modellerne er en videreudvikling af et tidligere arbejde, der er rapporteret som et særligt tema i Henriksen et al. (2001).

3.1.2 Baggrund

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

På trods af de meget begrænsede nyere undersøgelser er der imidlertid ikke tvivl om, at revene indeholder mange forskellige reelle naturtyper, omend de i dag er dårligt definerede. Makroalgevegetationen på den hårde bund er en væsentlig beskrivende og nichedannende parameter for hårdbundshabitater i den fotiske zone. I takt med, at lyset aftager med øget dybde, mindskes vegetationen fra at være meget kompleks flerlaget og mangeartet på lave vanddybder til at bestå af et enkelt skorpeformet lag på stenene på 20-25 meters vanddybde. Det biologiske samfund skifter således fra at være domineret af algebiomasser til faunabiomasser, og selvom arter som hydroider, mosdyr og søanemoner i sig selv er nichedannende for andre

dyr, er det rimeligt at fastslå, at hårbundshabitaternes kompleksitet aftager med dybden. En rimelig analogi til de ændringer, vi finder i naturindholdet på revene som funktion af ændret dybde og hermed lysforhold, er at se på terrestriske naturtyper, hvor man snakker om skove, krat, enge og stenede strande som udtryk for en faldende vegetationsbiomasse og endda opererer med flere forskellige undertyper, fx nåleskov, løvskov mv.

Hårbundsvegetation som indikator for naturkvalitet på rev

I relation til Habitatdirektivet defineres en habitats bevaringsstatus bl.a. som gunstig, når "den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dens opretholdelse på lang sigt, er tilstede og sandsynligvis vil være det i en overskuelig fremtid". Den bentiske vegetation er i høj grad nishedannende for mange fastsiddende, kravlende og fritsvømmende dyr og fisk og er derfor helt essentiel for revenes struktur. Samtidig har algevegetationen også en afgørende funktion for rev som producent af en stor del af den energi, som er fødegrundlag for revenes særlige økosystem. Endelig indgår algearter som nogle af de væsentligste elementer, som karakteriserer naturtypen rev. En forringelse af algevegetationens vækstvilkår fx i form af ringe vandkvalitet vil derfor påvirke både revenes struktur, funktion og udbredelse af karakteristiske arter.

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

Forudsætninger og begrænsninger for makroalgevækst

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

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

Forudsat at det nødvendige substrat er tilgængeligt for algerne, afspejler vegetationens dybdeudbredelse en balance mellem på den ene

side tilvækst dels som følge af individuel fotosyntese og dels i form af kolonisering af nye individer og på den anden side en række forskellige tabsprocesser.

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

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

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

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

Ændringer i makroalgernes dybdegrænser er tidligere præsenteret i litteraturen som indikator for eutrofiering. Vogt & Schramm (1991) argumenterer for, at reduceret dybdeudbredelse af *Fucus*-arter i den vestligste Østersø skyldes reduceret lysforhold ved bunden, epifytpåvækst og stenfiskeri. Pedersen and Snoeijs, 2001 påviser en reduceret dybdeudbredelse af 8 arter i Kattegat siden 1960'erne og henviser til øget eutrofiering som årsagen. Endelig finder Nielsen et al. (2002) signifikante korrelationer mellem dybdegrænsen af brunalger og

“andre alger” og både sigtddybde og kvælstofkoncentrationer i danske kystvande.

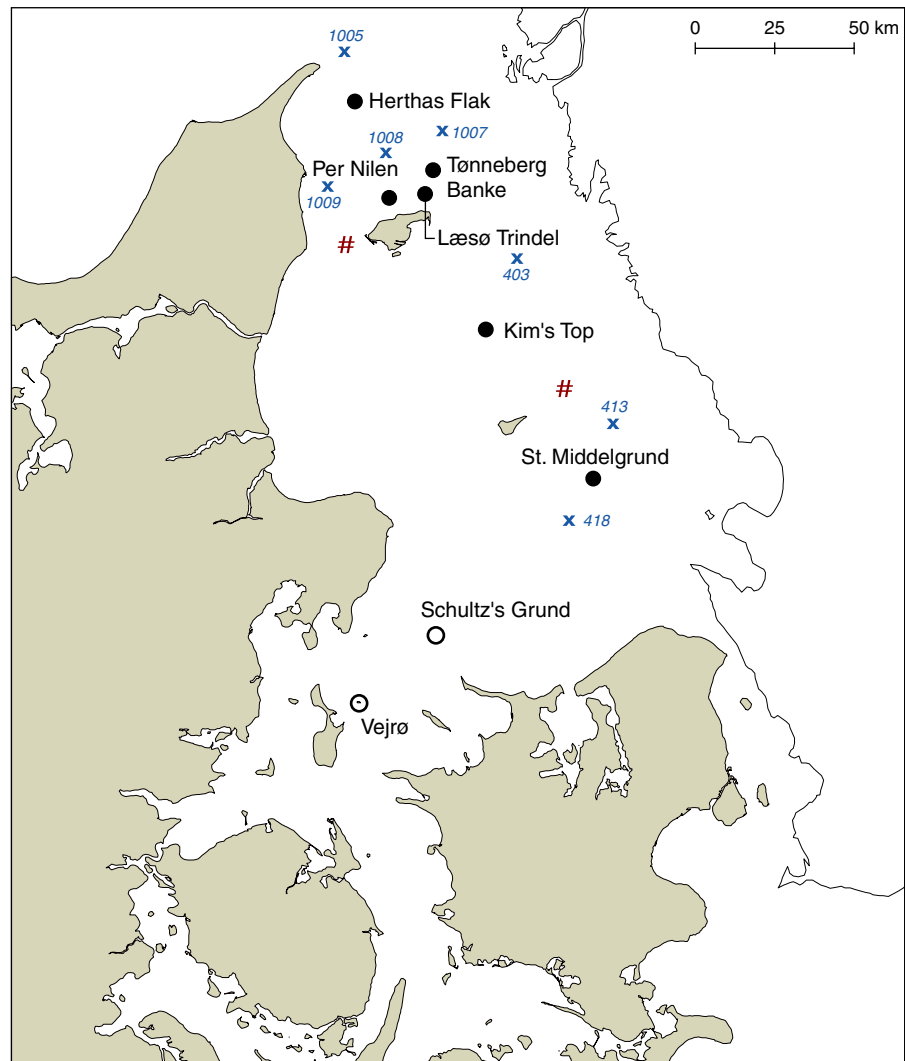
3.1.3 Materialer og metoder

Vegetationsdata

Den geografiske placering af stenrev, der i 2000 indgik i overvågningsprogrammet, og som havde kendte stenforekomster over 10 meters dybde, fremgår af Figur 3.1. Undersøgelser af stenrev i Kattegat har været en del af det nationale overvågningsprogram siden 1989. Revlokaliteterne blev besøgt i juni og evt. også i august i de første programår. Fra 1993 og frem til 2001 blev alle rev, der indgik i undersøgelse, besøgt både i juni og i august. Efter 2001 er lokaliteterne kun besøgt i august. Per Nilens dybeste stationer indgik først i overvågningsprogrammet fra 1998.

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

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



Figur 3.1. Stenrevslokaliteter med vanddybder over 9 meter, hvor lys antages at være den begrænsende faktor for vegetationen (●) og lokaliteter, hvor søpindsvin antages at være den begrænsende faktor (○). Vandkemistation, hvis data indgår i analysen, er angivet med (×) og stationsnavn.

Den samlede vegetationsdækning på egnede stabile sten på de undersøgte rev var på næsten 100% fra revets top og ned til 11-14 meters dybde, hvorefter algedækningen faldt markant med stigende dybde. Analyserne skal klarlægge, om den samlede vegetation responderer på ændringer i miljøfaktorer, hvilket selvsagt kun kan iagttages på de dybder, hvor vegetationen ikke til hver en tid fuldt ud dækker stenenes overflade. For at få en god beskrivelse af vegetationsdækningen som følge af dybde og lokalitet indgår alle data fra stationer med mindst 8 meters vanddybde.

Lokaliteterne Schultz's Grund i det sydlige Kattegat og "Vejrø" i Bælthavet, som er en stenet kystnær havbund snarere end et rev, har begge dybvandede stationer, der i de senere år har været udsat for intensiv græsning af det grønne søpindsvin, *Strongylocentrotus droebschiensis* (Hansen et al. 2000, Dahl et al. 2001). De to lokaliteter blev derfor udeladt af analyserne. Tilsvarende er der dybvandede stationer på Store Middelgrund, der har været udsat for græsning for en del år siden. Store Middelgrund har også vegetationsbeskrivelser fra

21 meters dybde, hvor hestemuslinger frem til 2000 har udgjort en varierende andel af det substrat, som algedækningerne er opgjort på. Da hestemuslinger som tidligere omtalt har en positiv indvirkning på rødalgen *Phycodrys rubens* dækning sammenlignet med sten, er data udeladt fra år, hvor muslingen har udgjort 25% eller mere af substratet.

I alt indgår der 20 stationer fordelt på 6 stenrevslokaliteter og følgende dybder:

Herthas flak 10m, 12½m, 15m, 18m & 20m.

Tønneberg Banke 10m, 12m & 14,5m.

Læsø Trindel 15m & 18m.

Per Nilen 8m & 11m

Kim's Top 14m, 16m, 18m & 21½m

Store Middelgrund 10m, 12m, 21m & 22,5m

For Herthas Flak, Tønneberg Banke, Kim's Top og Store Middelgrund er der stort set en ubrudt tidsserie fra 1994 og frem til 2002. Læsø Trindel mangler især data fra de tørre år i midten af 1990'erne, og Per Nilen er som tidligere nævnt en relativ ny overvågningslokalitet.

Indstråling, vind og temperatur

Data vedrørende indstråling stammer fra målinger på Højbakkegård frem til 1999. Herefter er DMU's egne målinger foretaget på H.C. Ørstedsinstituttet anvendt. Målingerne på H.C. Ørstedsinstituttet er korrigeret efter følgende faktor: Højbakkegård = $0.9832 \cdot HCØ$ mW/cm².

Vindmålingerne foretaget på Sprogø (Sund og Bælt Holding) er brugt frem til 1998. Herefter er vindmålinger på Risø, foretaget af Afdeling for Vindenergi fra Forskningscenter Risø, anvendt efter at være korrigeret til Sprogømålingerne efter følgende relation: Sprogø målinger = $1,1511 \cdot$ Risø målinger (Rasmussen et al. 2003).

Indstråling er summeret over to perioder (juli-december og januar-juni) et år forud for vegetationsundersøgelserne, og tilsvarende er den gennemsnitlige lufttemperatur og vindhastighed bestemt for de samme to perioder.

Tilførsler af næringsstoffer og ferskvand

Estimerer af månedlig ferskvandsafstrømning og næringsstofftilførsler til Kattegat fra danske ferskvands- og punktkilder udføres årligt som en del af Vandmiljøplanens overvågningsprogram og findes fra 1989 (fx Rasmussen et al. 2003).

Data for svensk ferskvandsafstrømning til Kattegat estimeres af SMHI og er stillet til rådighed for DMU. Gøta-elvens bidrag, som tilføres havområdet på randen mellem Kattegat og Skagerrak, blev udeladt af opgørelserne, da størsteparten af de tilførte vandmasser herfra bevæger sig op i Skagerrak (Ærtebjerg et al. 1998).

Tilførslerne af næringsstoffer fra svenske områder fra 1993 til og med 2002 er estimeret efter følgende procedure: Årstilførsler fra diffuse

kilder er fordelt på månedstilførsler på baggrund af månedsspecifikke gennemsnitlige næringssaltkoncentrationer beregnet på ældre data fra 1970-1990 og siden korrigeret, således at de summerede månedstilførsler svarer til de svenske tilførselsoplysninger, der findes tilgængelige for kalenderår. De årlige svenske næringsalttilførsler fra punktkilder er fordelt ligeligt med 1/12 mellem månederne. Næringsalttilførsler fra Gøta-elven er udeladt af samme årsag som for ferskvandsafstrømningen.

Den årlige atmosfæriske deposition for 1993-2002 er estimeret ud fra modellerede og målte depositionsdata. Den modellerede deposition for Kattegat og Øresund for året 2001 er anvendt som basis for de videre beregninger. Måledata er indhentet fra Anholt og Keldsnor målestationer, og en år-til-år skaleringsfaktor i forhold til 2002 er udarbejdet ved at tage middelværdien for de to stationer. Da våddepositionen dominerer den atmosfæriske deposition til de indre farvande, er der alene taget højde for variationen i våddepositionen på målestationerne. Ud fra år-til-år skaleringsfaktoren og den modellerede årlige tilførsel i 2001 er depositionen i perioden 1993 til 2002 herefter estimeret. De årlige depositioner er derpå opdelt i månedlige bidrag på baggrund af fordelingsmønstre estimeret for en tidligere model for atmosfærisk deposition. Denne model har en lav opløsning og dækker derved et større geografisk område, men det antages, at den månedlige fordeling er repræsentativ for de indre danske farvande/Kattegat.

De samlede månedlige næringsstofftilførsler er opgjort som henholdsvis total kvælstof (TN) og total fosfor (TP). Månedsopgørelser for de danske tilførsler blev opgjort frem til og med 2002.

Som det er tilfældet med indstrålingsdata, er opgørelser over afstrømning og næringsstoffer summeret for de to 6 måneders perioder juli-december og januar-juni forud for hver vegetationsundersøgelse i sommermånederne.

Pelagiale data

Makroalgernes dækning blev sammenholdt med pelagiale målinger af koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof og fosfor (henholdsvis DIN og DIP), TN, TP, klorofyl og sigtdybde for de stationer i NOVA-programmet, der ligger tæt ved de analyserede stenrev (Figur 3.1). Både danske og svenske målinger foretaget på stationerne blev benyttet. Koblingen mellem vegetationsstationer og pelagialstationer og antallet af målinger på udvalgte parametre, der er koblet til de enkelte revlokaliteter, fremgår af Tabel 3.1.

Tabel 3.1. Stenrevslokaliteter med associerede pelagiale overvågningsstationer og det samlede antal sigtdybdemålinger og beregnede gennemsnitlige klorofylkoncentrationer per halvår fra juli 1993 til juni 2002.

| Stenrev | Pelagialstationer | Sigtdybde januar-juni | Sigtdybde juli-december | Klorofyl januar-juni | Klorofyl juli-december |
|-------------------|--------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------------|---------------------------|
| Herthas Flak | 1005, 1008 og 1009 | 125 | 135 | 201 | 268 |
| Per Nilen | 403, 1008 og 1009 | 124 | 134 | 192 | 264 |
| Tønneberg Banke | 1007 og 1008 | 132 | 128 | 190 | 264 |
| Læsø trindel | 1007 og 1008 | 132 | 128 | 190 | 264 |
| Kim's Top | 905 | 58 | 71 | 104 | 117 |
| Store Middelgrund | 413+418 | 88 | 110 | 149 | 180 |

Næringssalte og klorofyl blev beregnet som en vægtet gennemsnitsværdi over de øverste 10 m af vandsøjlen. Data for klorofyl, næringsalte (TN, TP, DIN, DIP) samt sigtddybde blev efter logaritmisk transformation analyseret ved en tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation. Der blev på den baggrund beregnet prædiktionsværdier for middelniveauet i to 6 måneders perioder (juli-december og januar-juni) 12 måneder forud for hver vegetationsundersøgelse. For salinitet og temperatur blev middelniveauet i de foregående 12 måneder bestemt for de to perioder. Det vil sige, at værdierne afspejlede tidsmæssige ændringer i vandmasserne ved en given lokalitet.

Der findes ældre sigtddybdedata fra Kattegat. Målinger af sigtddybder blev fx foretaget på fyrskibe hver 14. dag i en varierende årrække i perioden 1962 til 1976. Fyrskibene ved Læsø rende og Anholt er de to, der befinder sig tættest på de undersøgte stenrev. Fyrskibet ved Anholt har den længste tidsserie, der også fortsatte ind i 1970'erne. I denne undersøgelse har vi dog valgt kun at anvende data fra 1960'erne. Aarup (2002) har desuden indsamlet og digitaliseret oplysninger om enkelte sigtddybder taget i årene 1907 til 1911 af Institute of Marine Research (IMR) fra Kiel. Målingerne er foretaget på 11 stationer spredt ud over de åbne dele af Kattegat.

Udviklingen i sigtddybder fra begyndelsen af 1900-tallet til 1960'erne og til århundredeskiftet er sammenlignet ved at gruppere undersøgelser af sigtddybder i 3 områder: Området nord for Læsø, området i det centrale Kattegat omkring Anholt fyrskib og området ved Læsø Rende.

Estimering af kvælstoftilførsel til Kattegat og Øresund under naturlignende tilstande

Til brug for scenariebeskrivelser af vegetationens udbredelse under forskellige kvælstoftilførsler til Kattegat og Øresund er flere tilførselsværdier foreslået i spændet mellem den størst beskrevne tilførsel for perioden 1993-2002 og en estimeret tilførsel under "naturbetingede" forhold.

Præmisserne for estimationen af tilførslen under de naturlignende tilstand til Kattegat og Øresund fra atmosfæren og de danske og svenske landbaserede udledninger vil kort blive gennemgået, og værdierne fremgår af Tabel 3.2.

De gennemsnitlige danske punktkildetilledninger af kvælstof til Kattegat og Øresund (direkte eller via ferskvand) for perioden 1993-2002 er opgjort til 5.378 tons pr. år, hvilket var godt 15% af de samlede kvælstoftilførsler (Rasmussen et al. 2003). Tilførsler fra punktkilder i en naturlignende tilstand forudsættes ikke at finde sted.

Den diffuse tilledning via vandløb i naturlignende situationer uden væsentlig påvirkning fra menneskelig aktivitet er estimeret på baggrund af gennemsnitlige målte tabskoefficienter fra 7 små naturolande i Danmark i perioden 1993-2002 og scaleret op til afstrømningsområdet til Kattegat (Brian Kronvang pers. med.), idet der var

set bort fra befæstede arealer og ferskvandsarealer, som udgør ca. 11%. Den gennemsnitlige årlige tilførsel til Kattegat fra et Danmark bestående af naturområder blev således estimeret til ca. 2880 tons kvælstof uden de befæstede områder og ferskvandsarealer eller svarende til ca. 3200 tons kvælstof, hvis disse arealer medregnes. Kvælstoftilførslerne til Øresund fra Danmark på 350 tons og til Øresund og Kattegat fra Sverige under en naturlignende tilstand blev estimeret på baggrund af den estimerede danske tilførsel til Kattegat på 3200 tons og forhold mellem afstrømningsområder fundet i Niilonen, 2002. Den svenske tilførsel til Kattegat blev justeret ned med 1/3 svarende til forholdet i vandmængde, der aktuelt tilføres med Gøtaelven i forhold til ferskvandstilførslen til det samlede Kattegat.

Den gennemsnitlige atmosfæriske deposition til Kattegat i perioden (1989-2000) var ca. 25.600 tons år^{-1} fordelt på omtrent 50% NOX'er og 50% ammoniak. I en referencesituation ville NOX-tilførslerne stort set være fraværende, da de hidrører fra energiproduktion. Ellermann (pers. med.) har på baggrund af Alveteg et al. (1998) estimeret atmosfære depositionen i 1800 og 1900 til ca. 6% og 20% af den deposition, der var i perioden 1990-2000. Et skøn over depositionen i 1900 er derfor sat til ca. 5000 tons til Kattegat og Øresund.

Det samlede foreløbige estimat på en kvælstoftilførsel til Kattegat i tilstand, der er omtrent uberørt af menneskelig aktivitet, blev derfor sat til 17.750 tons år^{-1} . Den estimerede referencetilførsel svarer til godt 20% af den gennemsnitlige tilførsel for perioden 1993-2002. I dag fordeles tilførslerne sig med ca. 55 % i forårshalvåret og resten i efterårshalvåret. Det er muligt, at kvælstoftilførslerne i en tilstand uden påvirkning fra menneskelig aktivitet ville fordele sig ligeligt mellem de to halvår, men i dette scenarium har vi valgt en tilførsel i forårshalvår på 10.000 tons og resten i efterårshalvår.

Tabel 3.2 Estimerer af kvælstoftilførslen fra forskellige kilder som et gennemsnit for perioden 1993-2002 og ved en naturlignende referencesituation uden væsentlige antropogene bidrag.

| Land og luftbaserede kvælstofkilder til Kattegat og Øresund | Gennemsnitlig årlig tilførsel for perioden 1993-2002 (tons) | Estimeret årlig tilførsel ved naturlignende forhold (tons) |
|---|---|--|
| Danske diffuse kilder | 30197 | 3550 |
| Danske punktkilder | 5378 | 0 |
| Svenske punktkilder og diffus udledning samlet | 26761 | 9200 |
| Atmosfære position Til Kattegat | 25644 | 5000 |
| Samlet | 87980 | 17750 |

3.1.4 Statistiske modeller og transformation

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

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

Nedenfor er beskrevet de komplette modeller, som blev undersøgt. Fire af modellerne blev reduceret ved gentagne kørsler, hvor den ringeste ikke signifikante variable blev udeladt for hver kørsel. Resultatet var reducerede modeller, som præsenteres i resultatafsnittet, hvor alle variable bidrog signifikant til at forklare modellen. Den sidste model (E) blev først kørt samlet for alle tilførselsvariable, indstråling og vind. Herefter blev modellen kørt separat for de forklaringsvariable, der hver især havde vist sig at bidrage signifikant til modellen. Modellernes rækkefølge afspejler ikke den gennemførte analyseproces, idet koblingen mellem tilførsler, klima og pelagial parametre blev bestemt til sidst.

Yderligere blev det undersøgt, om der er systematiske forskelle i dækningsprocenten de to tidsperioder juni og august, hvorfra der foreligger vegetationsdatasæt. I nedenstående modeller betegner indeksene "i" forskelle mellem sted, "j" forskelle mellem måneder og "k" forskelle mellem år. Indeks "l" indikerer, at der er foretaget observationer på forskellige dybder.

Kobling mellem tilførsler, klima og pelagiale parametre

To ens modeller er opstillet og beskriver variationen af henholdsvis klorofyl og sigtdybden som funktion af, hvilken lokalitet målingen er foretaget på, hvilken solindstråling der har været, en række tilførselsvariable i kombination med stedet for målingen samt en række pelagiske variable. De tre tilførselsvariable (afstrømning, TN og TP) tillader, at tilførslen til Kattegat hver især kan have en ensartet effekt på alle lokaliteter, hvorimod de tre tilførselsvariable "krydset" (*) med sted tillader, at tilførselspåvirkningen er forskellig fra lokalitet til lokalitet. Alle "tilførselsvariable" indgår i modellerne med opgørelser for de to foregående perioder juli-december (2) og januar-juni (1), som samlet repræsenterer tilførslerne et år forud for vegetationsundersøgelserne.

Model A:

$$Sigt\ dybde_{i,l} = sted_i + solindstråling(1) + solindstråling(2) + Tilførselsvariabel(1) + Tilførselsvariabel(2) + tilførselsvariabel(1)*sted_i + tilførselsvariabel(2)*sted_i + e_{i,l}$$

Model B:

$$\text{Klorofyl}_{ii} = \text{sted}_i + \text{solindstråling}(1) + \text{solindstråling}(2) + \text{Tilførselsvariabel}(1) + \text{Tilførselsvariabel}(2) + \text{tilførselsvariabel}(1) * \text{sted}_i + \text{tilførselsvariabel}(2) * \text{sted}_i + e_{ii}$$

hvor tilførselsvariabel (1) og (2) er henholdsvis forårshalvårets (1) og efterårshalvårets (2) samlede tilførsel af enten TN, TP eller ferskvand.

Analyse af rumlige forskelle i bundvegetationens dækningsgrad

Der er opstillet en model, der beskriver variationer i dækningsgraden som funktion af, hvilket stenrev målingen er foretaget på, hvilket år målingen er foretaget i, hvilken dybde undersøgelsen er gennemført på og endelig, at dybdeafhængigheden varierer fra stenrev til stenrev. Det sidste led medfører, at den samlede algevegetations dækning kan aftage forskelligt med dybden på de forskellige stenrev.

Model C:

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

Logit(D) betegner logistisk transformerede dækningsgrader.

Kobling mellem pelagiale parametre og bundvegetationsdækning

Denne model beskriver variationer i den samlede dækning af den oprette algevegetation som funktion af, hvilken dybde målingen er foretaget på, hvilken overfladeindstråling der har været i hver af de to 6 måneders perioder (juli-dec og jan-juni) forud for sommerens vegetationsundersøgelse samt en række pelagiske variable igen opdelt i to halvårsperioder, som kan forklare variationer i lysnedtrængningen igennem den øverste del af vandsøjlen.

Model D:

$$\text{Logit}(D)_{ij} = \text{dybde} + \text{måned}_j + \text{solindstråling}(1) + \text{solindstråling}(2) + \text{Pelagial variabel}(1) + \text{Pelagial variabel}(2) + \text{dybde} * \text{pelagial variabel}(1) + \text{dybde} * \text{pelagial variabel}(2) + e_{ij}$$

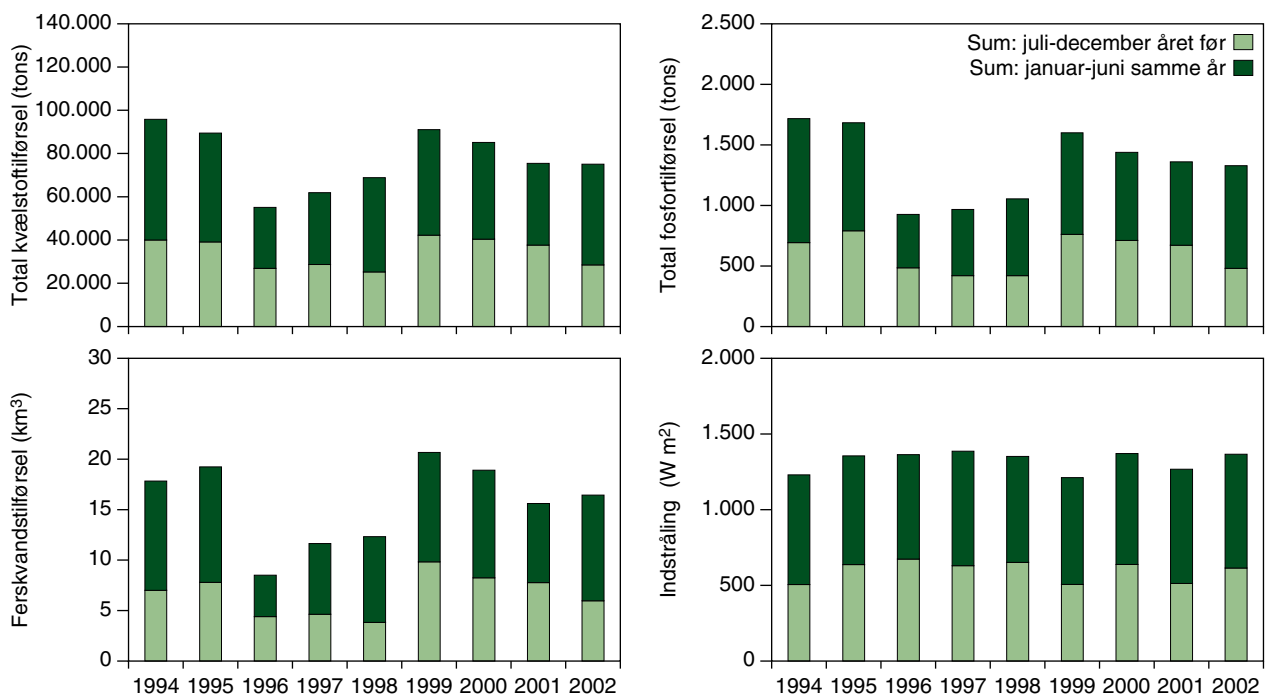
hvor pelagialvariable er en eller flere af følgende gennemsnitlige koncentrationer (eller dybdeangivelse) for henholdsvis forårshalvåret (1) og efterårshalvåret (2):

DIN, DIP, TN, TP klorofyl, sigtdybde og salinitet

Selvom næringssaltene bidrager til at forklare klorofyl og sigtdybden, er de alligevel medtaget som selvstændige parametre i analysen, da de teoretisk kunne tænkes at være mere robuste forklaringvariable eller bidrage til forklaringen mellem vegetationsdækningen og de pelagiale forhold.

Kobling mellem tilførsel og bundvegetationsdækning

Der er opstillet en model, der beskriver variationerne i den oprette makroalgevegetations dækning som funktion af, hvilket stenrev målingen er foretaget på, hvilken dybde vegetationen er beskrevet for, hvilken overfladeindstråling der har været, samt en tilførselsvariable i kombination (*) med stedet og den samme tilførselsvariabel kombineret med stedet og dybde for målingen. De tre tilførselsvariable (afstrømning, TN og TP) beskriver, at tilførslen til Kattegat har samme påvirkning på alle stenrev, hvorimod de tre tilførselsvariable krydset



Figur 3.2. Tilførsel af TN, TP, ferskvand og solenergi i to 6 mdr. perioder (juli-december og januar-juni) forud for sommerens vegetationsundersøgelser.

med sted og sted samt dybde beskriver, at tilførselspåvirkningen er forskellig fra stenrev til stenrev, og at dybdeafhængigheden kan være stedspecifik. Tilførselsvariablene og indstråling er opgjort og indgår i modellen for to 6-måneders perioder forud for sommerens vegetationsundersøgelse.

Model E:

$$\text{Logit}(D)_{ij} = \text{dybde} + \text{sted}_i + \text{solindstråling}(1) + \text{solindstråling}(2) + \text{vind}(1) + \text{vind}(2) + \text{Tilførselsvariable}(1) + \text{tilførselsvariable}(2) + \text{sted}_i * \text{tilførselsvariabel}(1) + \text{sted}_i * \text{tilførselsvariabel}(2) + \text{sted}_i * \text{dybde} * \text{tilførselsvariabel}(1) + \text{sted}_i * \text{dybde} * \text{tilførselsvariabel}(2) + e_{ij}$$

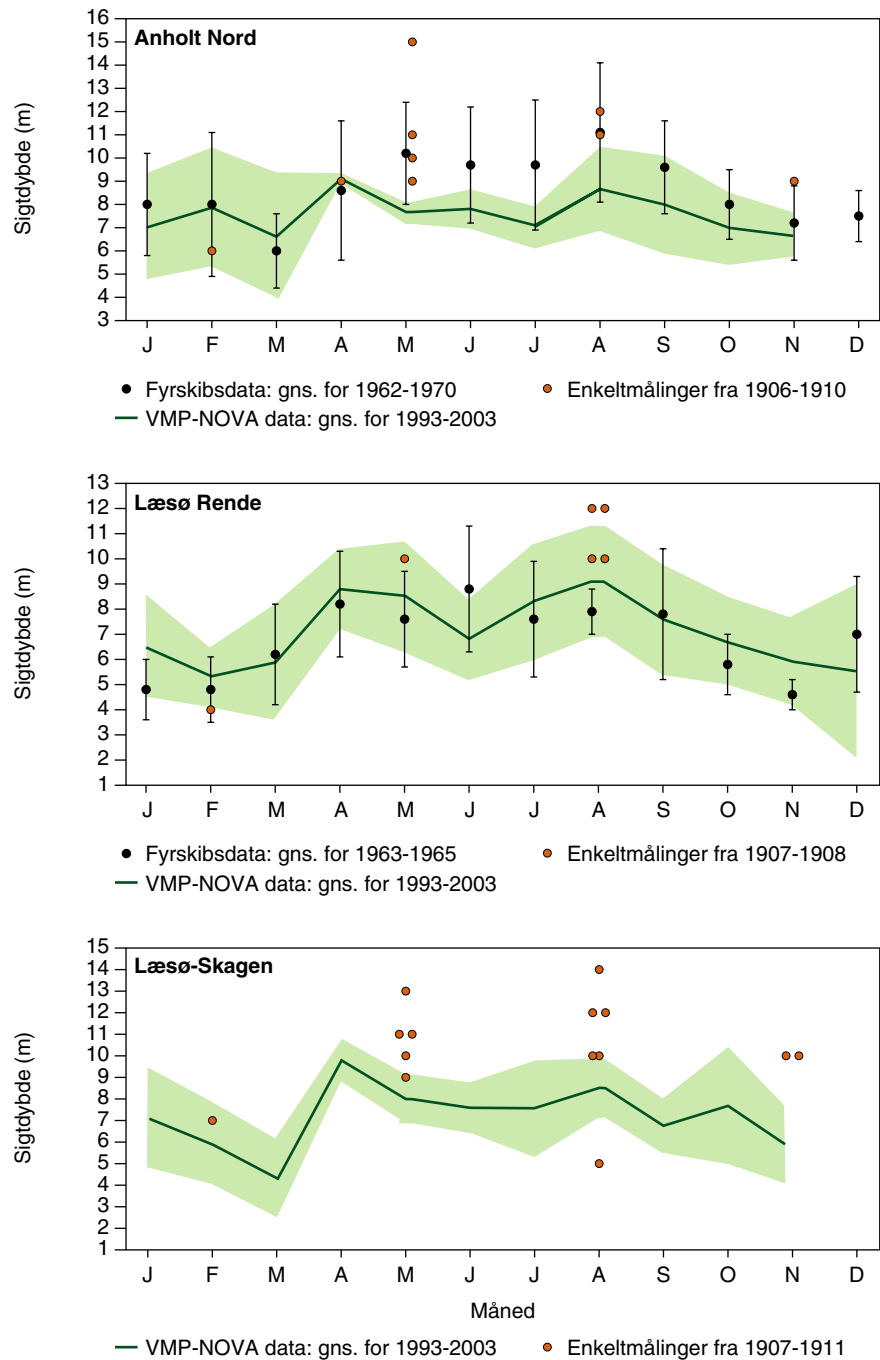
hvor tilførselsvariabel (1) og (2) er henholdsvis forårshalvårets (1) og efterårshalvårets (2) samlede tilførsel af enten TN, TP eller ferskvand.

Denne model med tilhørende signifikante parametre er brugt til beregning af scenarier for vegetationsudvikling ved forskellige kvælstoftilførsler, givet en samlet gennemsnitlig lysindstråling for perioden 1994-1999 på 726 Wm^{-2} for tidsrummet januar-juni.

3.1.5 Resultater

Perioden 1993-2002 har haft meget varierende klimaforhold vekslede fra meget nedbørsrige til meget nedbørsfattige år. Figur 3.2 viser de samlede tilførsler af ferskvand, næringsstoffer og solenergi i de to 6 måneders perioder forud for sommerens vegetationsundersøgelser. Korrelationsanalyser viste en tæt kobling mellem afstrømning til Kattegat og Øresund samt tilførslen af hhv. TN og TP i perioden 1993-2002 (R^2 på hhv. 94% og 92%). Sammenhængen mellem TN og TP-tilførslerne er endnu stærkere i den pågældende periode ($R^2 = 0,98$).

Udviklingen i sigtdybder i Kattegat over næsten 100 år er vist i figur 3.3. Ved Læsø rende er sigtdybden stort set den samme i 1960'erne



Figur 3.3. Gennemsnitlige sigtdybder fra udvalgte stationer i VMP-NOVA overvågningsprogrammet (1993-2002) og Fyrskibe (1962-1970) med tilhørende 95% konfidensintervaller samt enkeltmålinger fra 1906-1911 fra Aarup (2002).

som i dag, hvorimod 5 ud af 6 målinger fra 1907-8 lå højere end gennemsnittet i 1960'erne og 1990'erne. I området nord for Læsø er 13 ud af de 14 sigtdybdemålinger ved århundredeskiftet højere end gennemsnittet ved dagens målinger og hovedparten endog væsentlig højere. Ved Anholt forholder det sig på samme måde med 7 ud af 9 målinger væsentlig højere end gennemsnittet for dagens målinger. Fyrskibsmålingerne fra Anholt ligger generelt også med højere gennemsnitsværdier end målingerne fra 1993-2002, og specielt sommer-sigten er ca. 2½ meter større end i dag.

Koblingen mellem næringsstofftilførsel og pelagialparametrene sigtdybden og klorofyl (Model A & B)

Der var en signifikant sammenhæng mellem sigtdybde i forårshalvåret og tilførsel af henholdsvis ferskvand ($R^2 = 0,46$) og kvælstof ($R^2 = 0,46$) i samme periode. Modellen, hvor ferskvandstilførslen indgik som forklaringsvariabel, viste også en overordnet signifikant lokalitetseffekt ($P = 3,8\%$), hvorimod overordnede signifikante effekter ikke kunne påvises for den enkelte lokalitet med TN som forklaringsvariabel ($P = 5,7\%$).

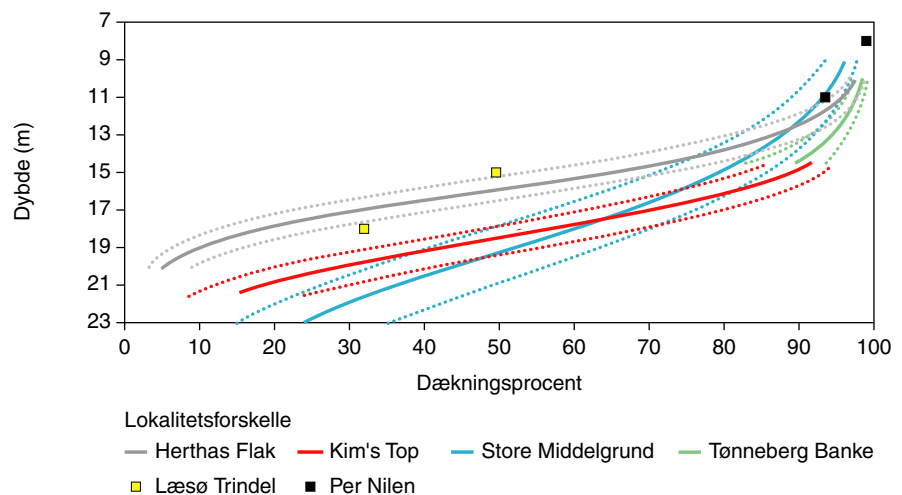
De to modellers estimater af ændringen i sigtdybden for tilførsler svarende til det våde år med stor kvælstoftilførsel i 1994 og til det tørre år med lille kvælstoftilførsel i 1996 er på henholdsvis 1,9 m og 2,0 m. Ændringerne i sigtdybde mellem gennemsnitstilførslerne af kvælstof for perioden 1994-2002 og for forårstilførsler svarende til det "naturlignende" scenarium på 10.000 tons og for en tilførsel svarende til 20.000 tons er på henholdsvis 2,4 og 1,7 m. Extrapolering af data væsentlig ud over de værdier, der ligger til grund for parameterestimationen, er dog forbundet med stor usikkerhed.

Det var ikke muligt på det anvendte datagrundlag at påvise signifikante sammenhænge mellem klorofyl og tilførsel af næringsalte eller ferskvand.

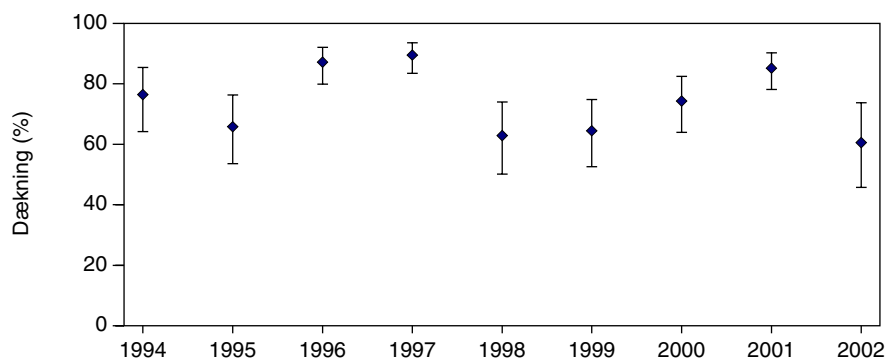
Stedspecifikke og år-til-år forskelle i algevegetationens dækning (Model C)

Parameterestimater viste markant forskel på den oprettede vegetations dækning på de forskellige rev. Algedækningen var væsentlig lavere på en given dybde på Herthas Flak i det nordlige Kattegat sammenlignet med udbredelsen på Kim's Top og Store Middelgrund i det centrale Kattegat (Figur 3.4). Den gennemsnitlige middelsigt dybde i forårshalvåret for perioden 1994-2002 varierede da også betydelig fra 6,7 m i det nordlige Kattegat omkring Herthas Flak til 7,9 m i det sydlige-centrale Kattegat omkring Store Middelgrund. Forskellen var kun på 0,25 m i efterårshalvåret, igen med den bedste sigt på Store Middelgrund med 8,2 m. Algedækningen på Læsø Trindel ser ud til at afvige en del fra det generelle mønster. Lokaliteten befinder sig i nærheden af Tønneberg Banke og Per Nilen, men algedækningen minder mest om dem, der træffes på Herthas Flak.

Figur 3.4. Modellerede gennemsnitlige algedækninger med 95% konfidensintervaller på de undersøgte rev for perioden 1994-2002. Dækningerne for Per Nilen og Læsø Trindel er mindre godt bestemt, så værdier er kun angivet i de eksakte undersøgelsesdybderne. For de andre lokaliteter er dækningerne givet for dybdeprofiler på vanddybder over 8 meter, hvor der er kendte stenforekomster.



Den samme model er brugt til at vise år-til-år variationer i makroalgevegetationens udbredelse for et gennemsnitligt rev på 15 meters vanddybde (Figur 3.5) Det ses tydeligt, at der finder markante variationer sted med højeste dækninger i 1996, 1997 og 2001 og de ringeste i 1995, 1998, 1999 og 2002.



Figur 3.5 År-til-år variationer i makroalgevegetationens gennemsnitlige dækning på de undersøgte stenrev på 15 meters dybde modelleret på baggrund af alle data.

Kobling mellem pelagialparametre og benthisk algevegetation (Model D)

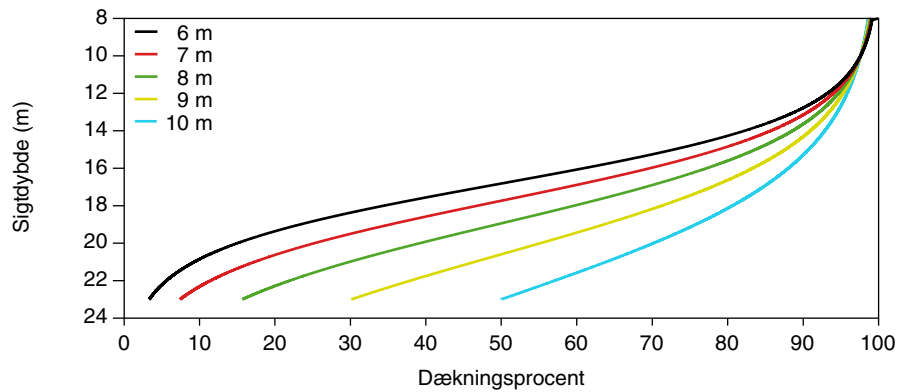
Model D havde til formål at eftervise, om der var en signifikant kobling mellem den samlede benthiske algedækning og pelagiale parametre. Indstråling, dybde, måned for vegetationsundersøgelse indgik også i modellen.

Resultaterne af GLM-analysen viste, at en model med sigtddybde i forårsmånederne kombineret med undersøgelsesdybden og indstråling signifikant kunne forklare vegetationens dækningsprocent ($P < 0,0001$, $R^2 = 0,673$). De enkelte parameterestimer og deres signifikansniveauer fremgår af Tabel 3.3.

Tabel 3.3. Parameterestimer og signifikansniveauer på de faktorer, der i en empirisk model kan beskrive den samlede algevegetations dækning på dybt vand som funktion af dybden (m), den gennemsnitlige sigtddybde (m) for perioden januar-juni og samlet indstråling i W/m^2 for perioden januar-juni

| Parameter estimer | | |
|-----------------------|---------|-------------|
| Variabel | Estimat | Sign.niveau |
| Intercept | 4,7058 | 0,1511 |
| Dybde | -0,9313 | < 0,0001 |
| Sigtddybde (1) | -0,6481 | 0,0294 |
| Dybde * Sigtdybde (1) | 0,0647 | 0,0010 |
| Solindstråling (1) | 0,0115 | 0,0018 |

Den modellerede sammenhæng mellem vegetationens udbredelse på forskellige dybder og forskellige niveauer af sigtddybder er vist i Figur 3.6 for en gennemsnitlig indstråling. En ændring i sigtddybden fra 7m til 8m i Kattegat betyder en ændring i makroalgevegetationens dækning på ca. 5 % på 15 meters dybde og 14% på 20 meters dybde.



Figur 3.6. Den samlede oprette makroalgedækning på en given dybde på stenrev i Kattegat ved forskellige scenarier af middelsigt dybder for forårsperioden.

Kobling mellem næringstofftilførsel og benthisk makroalgevegetation

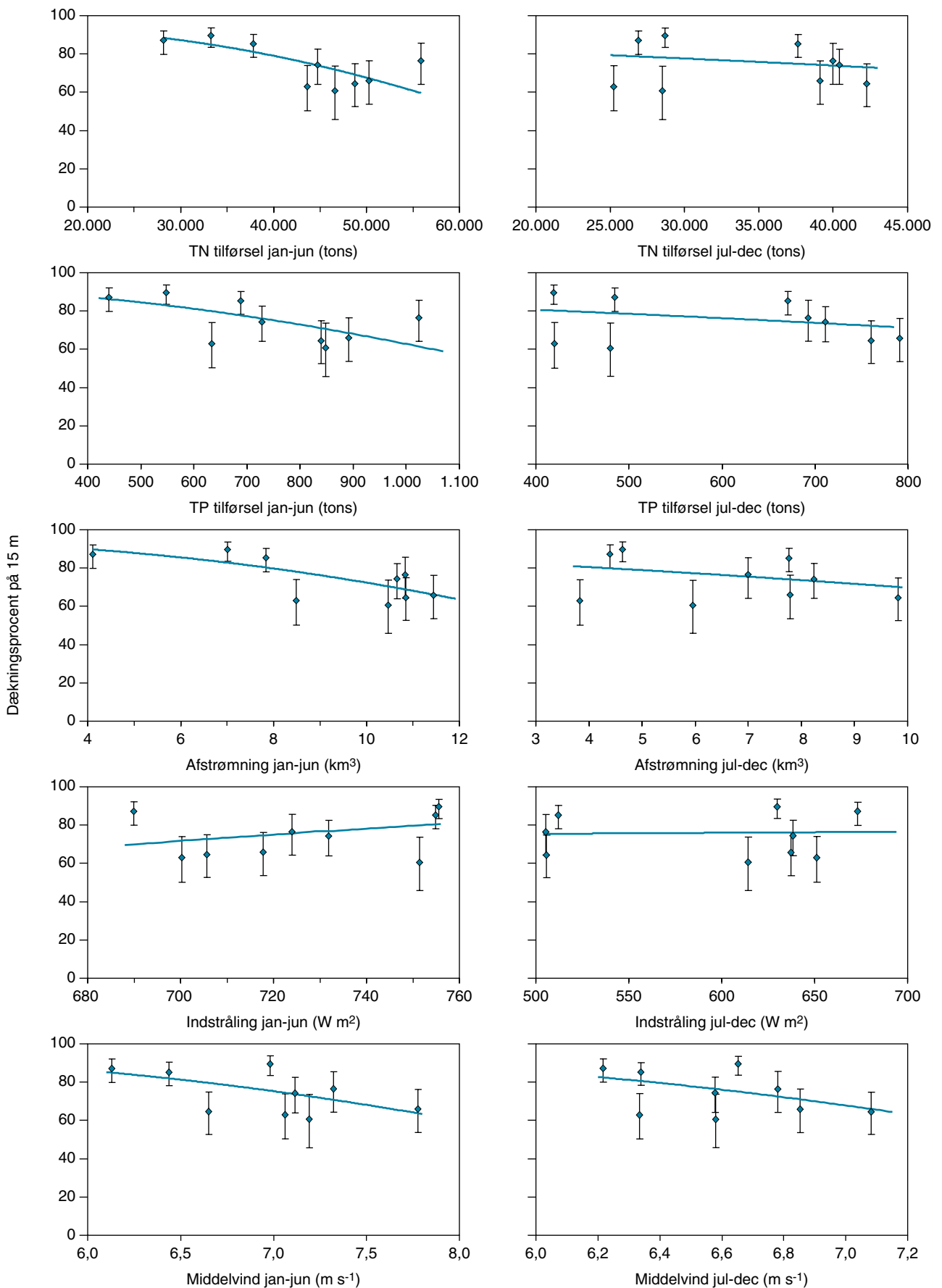
I model E blev det undersøgt, om der kunne eftervises empiriske relationer mellem tilførslerne af henholdsvis TN, TP og ferskvand til Kattegat og den benthiske vegetationsdækning. Ud over tilførselsdata indgik også dybde, indstråling og måned for vegetationsundersøgelsen som parametre. Tilførselsdata og indstråling for de to halvår før vegetationsundersøgelsen indgik som separate størrelser i analyserne.

I alle tre tilfælde var modelbeskrivelsen god og overordnet signifikant ($P < 0,01\%$) med signifikante bidrag fra den valgte tilførselsparameter fra januar til juni, indstrålingen fra januar til juni, dybden og en lokalitetseffekt. Modellernes forklaringsgrader var stort set de samme (0,801 for ferskvandstilførsel; 0,797 for TN og 0,789 for TP). Signifikansniveauer og parameterestimater for TN-modellen er vist i Tabel 3.4. Af tabellen fremgår det, at selv om der overordnet er en signifikant negativ effekt af TN-tilførslen, er denne især tydelig på de 3 revlokaliteter der strækker sig ned til større vanddybder Herthas Flak ($P=0,0086$ Kim's Top ($P < 0,0001$) og Store Middelgrund ($P < 0,0009$). Lysindstråling bidrog positivt til vegetationsudviklingen og dybden negativt. Der var derimod ikke muligt at påvise en effekt af om algeundersøgelserne var foretaget i juni eller i august.

Tabel 3.4. Parameterestimer og signifikansniveau på de faktorer i en empirisk model, der kan beskrive den samlede algevegetations dækning på stationer på dybt vand. Kvælstoftilførslen (TN) er opgjort i tons for perioden januar-juni, dybden i m og indstrålingen som summen af W/m² for perioden januar-juni.

| Parameter estimer | | | |
|-----------------------|----------------------------|--------------|--------------|
| Variabel | Lokalitet | Estimat | Sign. niveau |
| Intersept | | 3,2928 | 0,1761 |
| Dybde | | - 0,3463 | 0,0019 |
| Solindstråling | | 0,0076 | 0,0105 |
| Lokalitet | Samlet: | | < 0,0001 |
| | <i>For hver lokalitet:</i> | | |
| | - Herthas Flak | - 1,0154 | 0,4972 |
| | - Tønneberg Banke | 3,2136 | 0,0337 |
| | - Læsø Trindel | 2,0694 | 0,3239 |
| | - Per Nilen | 5,1905 | 0,0072 |
| | - Kim's Top | 0 | - |
| | - Store Middelgrund | | |
| Dybde*Lokalitet | Samlet: | | 0,0002 |
| | <i>For hver lokalitet:</i> | | |
| | - Herthas Flak | -0,1952 | 0,1227 |
| | - Tønneberg Banke | 0,0 | - |
| | - Læsø Trindel | 0,2487 | 0,2437 |
| | - Per Nilen | 0,3373 | 0,3801 |
| | - Kim's Top | 0,0085 | 0,9482 |
| | - Store Middelgrund | 0,1812 | 0,1390 |
| TN * Dybde* Lokalitet | Samlet: | | < 0,0001 |
| | <i>For hver lokalitet:</i> | | |
| | - Herthas Flak | - 2,705 E-6 | 0,0086 |
| | - Tønneberg Banke | - 2,356 E-6 | 0,1305 |
| | - Læsø Trindel | - 2,988 E-6 | 0,1319 |
| | - Per Nilen | - 11,134 E-6 | 0,1251 |
| | - Kim's Top | - 6,163 E-6 | < 0,0001 |
| | - Store Middelgrund | - 2,356 E-6 | 0,0009 |

Sammenhængen mellem den samlede oprette makroalgevegetation og hver enkelt af de mulige forklaringsvariable er vist i Figur 3.7, hvor alle undersøgte rev og dybder vha. parameterestimerne fra model C er udtrykt som et middelrev og middeldybde på 15 meter. TN for halvåret umiddelbart op til algeundersøgelsen kan bedst forklare år-til-år variationerne i algedækningen ($R^2 = 0,590$; $P=0,0156$). Afstrømning for samme periode var også signifikant ($R^2 = 0,567$; $P=0,0192$), mens det ikke var tilfældet for TP ($P= 0,0701$).



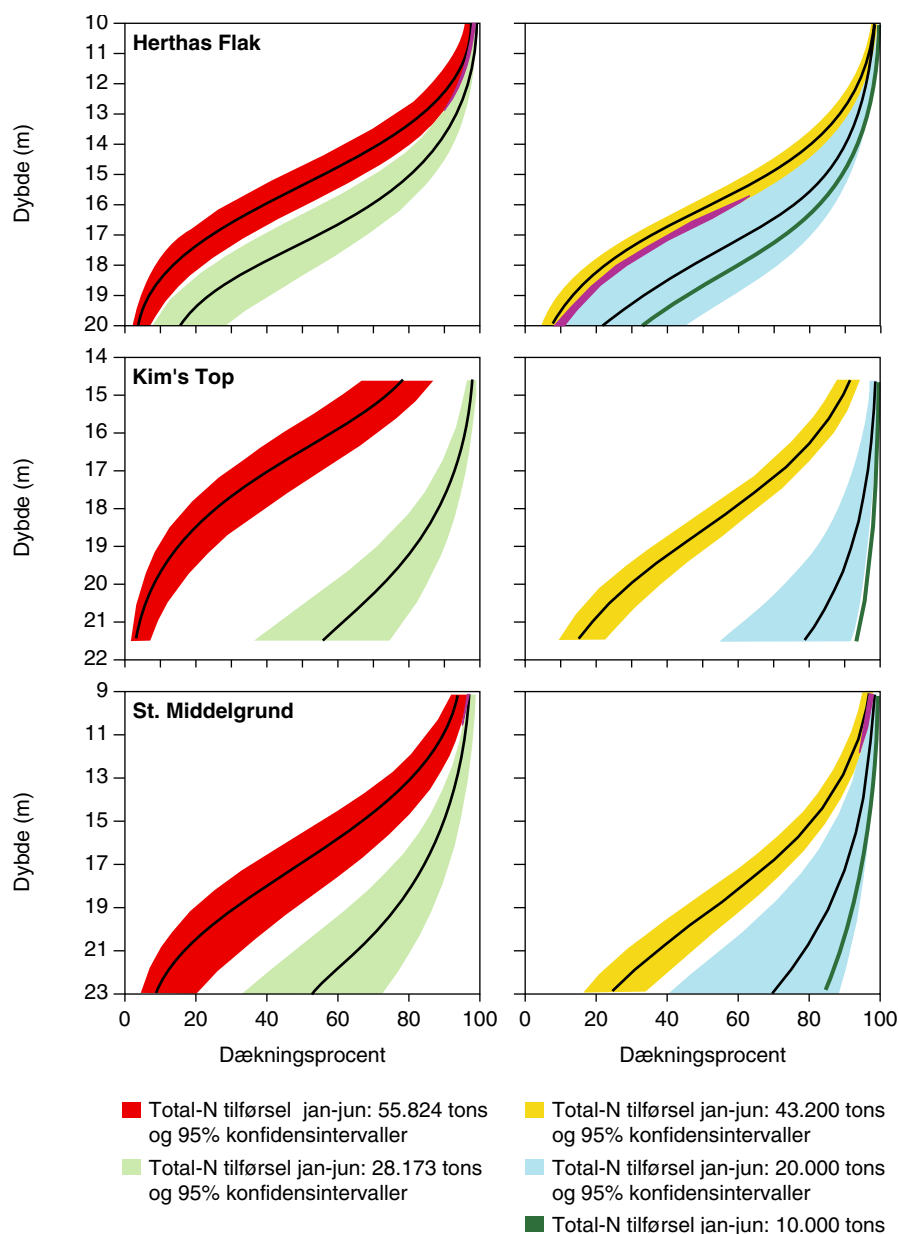
Figur 3.7. Sammenhæng mellem de enkelte mulige forklaringsvariable i perioden januar-juni eller juli-december og den samlede oprettede algevegetationsdækning den efterfølgende sommer. Algevegetationen er udtrykt for et gennemsnitsrev og ved en gennemsnitlig dybde på 15 meter på baggrund af parameterestimaterne fra model C.

Scenarier for algevegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler

Scenarierne er modelleret for de tre stenrevslokaliteter Herthas Flak, Kim's Top og Store Middelgrund, der alle viste signifikante respons på kvælstoftilførslerne i januar-juni halvåret umiddelbart før vegetationsundersøgelserne.

To scenarier for hver revlokalitet viser udviklingen i den oprette algevækst ved henholdsvis et vådt år og et tørt år identisk til tilførsler, der blev observeret i 1990'erne. I det våde år (1994) blev der tilført 55.824 tons kvælstof til Kattegat fra land og fra luft fra januar til juni og i det tørre år (1996) 28.173 tons i samme halvårsperiode.

De sidste scenarier viser de oprette algers dækning ved en gennemsnitlig tilførsel for perioden 1994-2002 på 43.225 tons i tidsrummet fra januar til juni for den estimerede tilførsel på 10.000 tons svarende til en naturlignende tilstand og endelig et scenarium med en tilførsel på 20.000 tons. Algernes samlede dækning modelleret ved hver af de 5 scenarier er vist i Figur 3.8.



På figuren ses en markant forskel på vegetationens estimerede midelværdier på givne dybdeintervaller på alle tre stenrevslokaliteter ved de scenarier, som beskriver kvælstoftilførsler svarende til mængder, der har forekommet i perioden fra 1993 til 2002. Effekten af de forskellige tilførsler ses tydeligst i det centrale Kattegat. Scenarierne, hvor den gennemsnitlige kvælstoftilførsel for perioden 1993-2002 sammenlignes med tænkte tilførsler på henholdsvis 10.000 og 20.000 tons i forårshalvåret, viser også markante forskelle i vegetationens udbredelse på de tre rev. Usikkerheden på de bestemte værdier for de to tænkte scenarier med lave belastninger er imidlertid store, da modellens estimerer ekstrapoleres ud over kendte kvælstofværdier.

3.1.6 Diskussion

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

Data og datasikkerhed

I perioden 1993 til 2002 har der været meget store variationer i klimaet, som har ført til år med både en stor og en relativ lille næringsstofftilførsel til de indre danske havområder. Disse store naturgivne variationer har været en meget vigtig forudsætning for at gennemføre analyserne med henblik på at finde signifikante relationer mellem tilførsler af ferskvand og næringsstoffer på den ene side og den fasthæftede algevegetations dækning på den anden.

Opgørelserne over næringsstofftilførslerne beror på forskellige kilder. De danske ferskvands- og punktkildetilførsler vurderes at være rimelig godt bestemt. De svenske tilførsler, som udgør ca. 25 % af de samlede tilførsler til Kattegat, er baseret på en opsplittning af årlige tilførsler fordelt på måneder på baggrund af tidligere opgørelser over månedskoncentrationer. Denne beregningsmetode kan føre til mindre forskydninger mellem forårs- og efterårshalvårene for de estimerede og de reelle tilførsler. Den atmosfæriske deposition til Kattegat formodes at være den variabel, der er mest usikkert bestemt af de anvendte tilførselsvariable.

Vi har valgt at fokusere på at eftervise anvendeligheden af den oprettede makroalgevegetations samlede dækning som indikator på dybe stenrev. Den samlede algedækning har en række fordele, som gør den enkelt at arbejde med i forhold til andre mulige algeindikatorer.

For det første er algedækningen umiddelbart tilgængeligt efter hvert enkelt dyk, og vurderingen af den samlede algedækning anses som relativt robust sammenlignet med individuelle dækningsskøn på artsniveau. Derudover er det forventeligt, at algearter og -samfund nær deres dybdegrænse responderer hurtigere på ændringer i miljøtilstanden end arter og samfund, hvor vækstvilkårene er mere optimale, og hvor algerne i højere grad kan vokse eller overleve på oplagrede næringsstoffer under perioder med ugunstige vilkår. Æn-

dring i algedækning anser vi også for at være en væsentlig mere robust parameter end vegetationens dybdegrænse. Dybdegrænser har den svaghed, at de repræsenterer noget, som er "ved at forsvinde", hvilket selvsagt medfører en stor usikkerhed knyttet til registreringen af den "sidst forekomne alge". En anden fordel ved at anvende ændringer i algefremkomst i relation til det danske overvågningsprogram er, at flere undersøgte dybder kan indgå i analysen fra samme transekt eller lokalitet frem for den ene registrering, som den maksimale dybdegrænse udtrykker. Endelig synes mangel på stabilt substrat at være den faktor, der begrænser makroalgevegetationens maksimale dybdeudbredelse på mange, hvis ikke de fleste, undersøgte lokaliteter i danske farvande.

Analyserne beror på sammenhænge mellem de direkte tilførsler af næringsstoffer til Kattegat og Øresund fra land og luftkilder. Der er således ikke taget højde for de næringssalttilførsler og -tab, der hidrører fra indstrømmende og udstømmende overfladevand og bundvand fra Skagerrak og Bælthavet/Østersøen. Tilførslerne af næringsalte til Bælthavet følger det samme generelle mønster som tilførslerne til Kattegat (Rasmussen et al. 2003). År-til-år variationer i indtrængende vandmasser fra Østersøen og Skagerrak kunne føre til ændringer i næringssalttilførslerne, som der ikke er taget hånd om direkte i modellen. I et kvælstofbudget for de indre danske farvande baseret på gennemsnitsbetragtninger når Ærtebjerg et al. (2002) frem til, at ca. 1/3 af det biologisk aktive kvælstof tilføres Kattegat og Bælthavet fra Østersøen og Skagerrak.

De lokaliteter og stationer, der indgik i analyserne, blev udvalgt således, at substratet skulle bestå af en overvejende mængde stabile sten og stationer, hvor græsning af søpindsvin var eller havde været betydelig blev udeladt. Analyseresultaterne peger imidlertid på, at vegetationsforholdene ved Læsø Trindel er ringere end forholdene på den nærliggende Tønneberg Banke. Generelt er stenene væsentlig mindre på Læsø Trindel end på de øvrige rev, der indgår i analysen, og antagelsen om, at de sten, hvorfra vegetationsbeskrivelserne foreligger, er stabile på især 15 m dybde, har nok været forkert. Græsning fra søpindsvin har stort set ikke været observeret på Læsø Trindel i hele overvågningsperioden. Andre problemer kan også have haft indflydelse på vegetationsforholdene på Læsø Trindel. Undersøiske "vandreklitter" er observeret tæt på 15 meters stationen et år muligvis som følge af en kendt råstofindvinding efter ral i 1990'erne. Sådanne klitter eller andre ikke registrerede effekter af råstofindvinding kan have påvirket lokalitetens bentiske algevegetation. På Læsø Trindels dybeste station på 18 m's vanddybde har der været år, hvor store forekomster af drivende alger næsten har dækket bunden. Det kan ikke udelukkes, at effekter af disse dækkende algemåtter gør sig gældende i efterfølgende år, eller at der har været år med algemåtter på tidspunkter, som ikke er blevet registreret. Sådanne presfaktorer har ikke været observeret på de øvrige lokaliteter.

Salinitet og algedækning

Analyserne kunne ikke påvise, at salinitet havde en signifikant effekt på den samlede dækning af opret algevegetation i Kattegat. Vegetationen havde det faktisk bedre i det centrale Kattegat end i den nordli-

ge del. Antallet af registrerede makroalgearter er på den anden side meget følsom over for faldet i saltholdigheden fra Kattegat til Østersøen (Nielsen et al., 1995 og Pedersen & Snoeijjs, 2001) I den sidst nævnte undersøgelse fra Pedersen & Snoeijjs, (2001) er der registreret en klar "nedtrængning" af arter til dybere voksesteder ved faldende salinitet fra Skagerrak til Kattegat, og ændret konkurrencevilkår foreslås som årsag. Det faldende artsantal medfører altså en ændret og generelt bredere artsspecifik dybdeudbredelse, hvilket tilsyneladende kompenserer for det fald i samlet vegetationsdækning, som ellers skulle forventes.

Næringsstoffer og lysbegrænsning

Det var ikke muligt på det relativt begrænsede datagrundlag at eftervise signifikante relationer mellem den årlige danske kvælstoftilførsel til de indre åbne farvande og de halvårslige middelkoncentrationer af pelagial klorofyl i perioden 1993-2002. Det er ikke så overraskende pga. de store tidsmæssige og rumlige variationer, som generelt kendetegner pelagiske parametre generelt og klorofyl i særdeleshed. Andre undersøgelser fra indre danske farvande har imidlertid påvist sådanne relationer på et væsentligt større datagrundlag (fx Hansen et al. 2000, Carstensen et al. 2003). Variationer i TN-tilførslen vist sig derimod at bidrage signifikant med forklaring til sigtddybedynamikken generelt på de udvalgte stationer, men ikke specifikt på den enkelte station. Nielsen et al. (2002) har vist en signifikant sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationer (TN) og sigtddybde på et stort materiale fra danske kystvande. Den samlede vurdering af denne og øvrige gennemførte undersøgelser understøtter hypotesen, at næringssalte regulerer lysudslukningen gennem vandsøjlen ved at kontrollere planktonbiomassen i overfladevandet. Herved er forudsætningen for modellen, der direkte kobler tilførsler med algevegetationens dækning, opretholdt.

I relation til scenarierne, hvor TN-tilførslen er reduceret til 10.000 og 20.000 tons for halvåret januar-juni, vil en ekstrapolation med de fundne parameterestimater resultere i forbedret sigtddybde på henholdsvis 2,4 og 1,9 m meter i forhold til den gennemsnitlige tilførsel på 43.200 tons for perioden 1994-2002. Disse beregninger skal tages med alle de forbehold, som knytter sig til en ekstrapolering ud over det interval, modellen er opstillet på baggrund af. Beregningerne indikerer dog, at en tilførselsreduktion potentielt kan forbedre sigtddybden betydeligt.

Næringsstoffer, pelagial kobling og bundvegetationens dækning

Der er påvist signifikante empiriske relationer mellem den samlede vegetationsdækning på bunden og sigtddybde i de øverste 10 meter af vandsøjlen. Dette bekræfter antagelsen om, at næringsstofftilførslen påvirker bundvegetationen ved at indvirke på planteplanktonbiomassen og dermed på transmissionen af lys til bunden. Opblomstringer af planktonalger kan også forekomme på vanddybder, som er dybere end sigtddybdemålingerne, og lyssvækkelsen i dybereliggende vandmasser er ikke nødvendigvis tæt koblet til de biologiske processer i overfladelaget. Målinger af lyssvækkelsen i hele vandsøjlen ville derfor være et bedre mål at anvende end secchidybder, men sådanne

data findes ikke i et omfang, der kan inddrages i denne form for modellering.

De gennemførte analyser viser, at der er en god empirisk relation mellem kvælstoftilførsel til Kattegat og den oprette algevegetations dækning på de dybe rev i det centrale Kattegat. Relationerne er signifikante på de 3 rev Herthas Flak, Kim's Top og Store Middelgrund, der strækker sig ned på de største vanddybder. Af disse tre rev er effekten af ændrede næringssalttilførsler størst på Kim's Top i det centrale Kattegat og mindst på Herthas Flak i det nordligste Kattegat, hvor der ofte er vand fra Skagerrak til stede (Rasmussen & Gustafsson 2003). Data for import og eksport af næringssalte til og fra Skagerrak vil muligvis kunne bidrage til at forbedre modelestimer for koblingen mellem vegetationens dækning i det nordlige Kattegat og de samlede næringsstofftilførsler. Relationerne mellem TN og den samlede dækning af oprette makroalger på de øvrige lokaliteter Per Nilen, Tønneberg Banke og Læsø Trindel var ikke signifikante. Antallet af undersøgelsesår på Per Nilen er endnu meget begrænset, og der mangler også data fra bl.a. de tørre år i midten af 1990'erne fra Læsø Trindel. Endelig er makroalgernes respons på ændret TN-belastning ikke så markant på vanddybder fra 8 til 15 meters. Med yderligere dataindsamling i de kommende års overvågning forventes det, at også de øvrige stenrev vil udvise signifikante respons på kvælstoftilførslen.

På det eksisterende datagrundlag får vi stort set den samme korrelation mellem vegetationens dækning og tilførslerne af hhv. kvælstof, fosfor og ferskvand. For kvælstof og fosfors vedkommende er det helt forventeligt, da den tidsserie, der er analyseret, ligger efter, at udbygningen af spildevandsrensaneanlæggene er tilendebragt. Tilførslen af de to næringsstoffer følger derfor de samme klimatiske variationer som følge af en væsentlig fælles udvaskning fra det åbne land. Effekterne af den tilsyneladende faldende mængde kvælstof, der transporteres pr. liter ferskvand i de sidste 6 år, kan ikke eftervises i disse analyser, da vegetationsdækningen beskrives lige godt med tilførsler af næringsstoffer såvel som med ferskvandsafstrømning.

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

De bedste forhold for den bundlevende vegetation findes på Kim's top og Store Middelgrund i det centrale Kattegat, og de dårligste forhold findes på Herthas Flak i det nordligste Kattegat. I modellen, hvor vi betragter vegetationens dækning som funktion af kvælstoftilførsel, dybde og indstråling, er det indlysende, at lokalitet tillige indgår som en signifikant variabel, idet der ikke i denne model er andre variable, der kan tage højde for de forskellige sigtdybdeforhold, som findes i Kattegat. Forskellene fra lokalitet til lokalitet er markante. Bedre viden om lyssvækkelsen i hele vandsøjlen og ikke bare sigt-dybde målinger fra det øverste vandlag ville have været interessant som forklaringsvariabel.

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

Scenarier for kvælstofeffekter på bundvegetationen

Til scenariemodellerne er anvendt parameterestimer, som er fremkommet med modellen, der alene opererer med kvælstoftilførsel. Årsagen er indikationerne for, at kvælstof er den væsentligste begrænsende faktor for det pelagiske system i åbne farvande og dermed også for det lys, som får lov at passere til bunden. Det er dog vigtigt at understrege, at betydningen af kvælstof i relation til andre begrænsende faktorer kan ændre sig betydeligt når, eller hvis, det lykkes at reducere udledningen ud over de niveauer, vi har set i sidste halvdel af 1990'erne.

Til brug for scenariemodellerne er der givet to bud på tilførsel af kvælstof til Kattegat på henholdsvis 10.000 og 20.000 tons for perioden januar-juni som udtryk for, hvorledes vegetationsdækningen ville se ud ved en "naturlignende" situation og ved en tilførsel svarende til det dobbelte af den "naturlignende", som udtryk for en tænkt mere moderat antropogen påvirkning end den, vi har i dag. Der er en stor usikkerhed forbundet til estimerne af en naturlignende kvælstoftilførsel. Selve målingerne, som er baseret på få og små områder, ekstrapoleres til hele afstrømningsområdet til Kattegat. Endvidere er naturområderne i dag belastet med høje kvælstofdepositioner fra atmosfæren sammenlignet med forholdene ved fx 1900-tallet, hvilket må influere på områdernes kvælstofafgivelse.

Resultatet af modellen og de gennemførte scenarieberegninger viser, at den samlede oprette algevegetation responderer fint i overensstemmelse med ændrede årlige tilførsler i kvælstof for perioden januar-juni. Responset er størst på de større vanddybder, hvilket også viser sig ved, at affekten på de enkelte rev kun er signifikant på rev, der strækker sig ned på vanddybder over 15 meter. Med længere tidsserier kan det også forventes, at denne parameter vil være signifikant på de mere lavvandede rev.

Scenariemodellerne viser imidlertid, at der kan opnås betydelige forbedringer i bundvegetationens vækstforhold, såfremt udledningen af kvælstof reduceres. Usikkerheden er stor for scenarierne med de tænkte lave belastninger, da vi her har ekstrapoleret data væsentligt ud over de faktiske målte værdier, der danner grundlag for parameterestimerne.

Sigtet med øvelsen var primært at anskueliggøre, hvorledes modellering kan anvendes i den fremtidige forvaltning af havområderne og ikke at komme med et bud på en biologiske referenceværdier som fx gunstig bevaringsstatus for de rev, der indgår i habitatområderne. Bemærk i øvrigt, at referencetilførslen er estimeret på basis af en gennemsnitlig kvælstofafstrømning fra det åbne land, og at en sådan vil kunne variere betydelig fra år til år, således som det er set gennem 1990'erne.

Der findes flere studier, der dokumenterer langtidsændringer i algevegetationen over de sidste 100 år, og som samtidig argumenterer for, at årsagen er eutrofiering (Nielsen & Dahl 1991; Voight & Schramm 1991; Bokn et al. 1992; Pedersen & Snoeijs, 2001). Reducerede sigtddybder i danske farvande er vist af Christensen et al. (2004) for Storebælt fra 1960'erne og frem til i dag, og data præsenteret her indikerer samme udvikling for de åbne dele af Kattegat. En direkte kobling mellem variationer i belastningsforhold og vegetationsrespons på bestemte lokaliteter er imidlertid ikke dokumenteret før dette arbejde.

Den økologiske betydning af at gå fra fx 50 til 85% samlet algedækning er meget stor. Ved 85% algedækning består tangskoven i Det centrale og nordlige Kattegat ofte af store brunalger som fx finger-tang (*Laminaria digitata*), skulpetang (*Halidrys siliquosa*) og kællingehår (*Desmarestia aculeata*) med en tæt underskov af mange forskellige rødalger. Brunalger kan godt opnå størrelser på 40-50 cm. Ved den lave algedækning består vegetationen derimod primært af rødalger med en højde på 5-15 cm. Biomasserne er således reduceret betydeligt mere end en faktor 2, omend konkrete målinger desværre mangler i dag. Livsvilkår for fauna og fisk, der benytter tangskoven som føde og skjulested, må uvægerlig blive påvirket af sådanne ændringer.

3.1.7 Konklusioner

Sammenfattende kan det konkluderes ud fra de gennemførte analyser, at:

- Stenrev i åbne farvande er underlagt markante påvirkninger af næringsstofudledninger. Revene kan derfor ikke anses som referencelokaliteter, og miljøtilstanden i åbne farvande kan af samme grund ikke karakteriseres som ikke eller svagt påvirket.
- Den oprette algevegetation responderer signifikant på år-til-år variationer i næringsstof- og vandtilførslerne i forårshalvåret.
- Sigtdybdeforholdenes respons på tilførselsændringerne er konsistente med bundvegetationens respons og støtter således antagelsen om, at tilførslernes påvirkning af bundvegetationen sker via lysabsorptionen i det pelagiske system.
- De pelagiske data er så variable, at der skal et meget stort antal observationer til for at opnå en god beskrivelse af udviklingen i klorofylniveauer og sigtddybde over en skala svarende til den, bundvegetationen integrerer over imellem prøvetagningerne.
- Ferskvandstilførsel og tilførslen af kvælstof (TN) giver stort set de samme gode overordnede modelrelationer til den samlede oprette bundvegetations udbredelse. Det er derfor ikke muligt at eftervise en effekt på algevegetationen som følge af den faldende kvælstoftransport pr. liter ferskvand tilført Kattegat.

- Lysindstråling er en vigtig parameter i modelleringen af algevegetationen.
- Variationen i den samlede algedækning på de undersøgte revlokaliteter fra juni til august er ikke signifikant på de stationer, der indgår i analysen.
- Stenrev med vanddybder større end 9-12 meters dybde findes kun på et begrænset antal lokaliteter i danske farvande. Der er derfor fortsat et stort behov for at udvikle andre indikatorer, som også er operationelle på stenrev med mindre vanddybder.
- Modelarbejdet har vist, at det er muligt at opstille stedspecifikke kvalitetskriterier for dybereliggende stenrev i Kattegat.

Taksigelser

Tak til Stiig Markager for input vedr. forskellige stoffers betydning for lyssvækkelse i vandsøjlen og til Kurt Ehlert fra SMHI for svenske data vedr. ferskvandstilstrømning til Kattegat. Tak til Steffen Lundsteen og Kim Lundshøj for mange års deltagelse i algetogterne og endelig til Thomas Ellerman og Brian Kronvang for væsentlige input til estimation af kvælstoftilførsler under naturlignende forhold.

Referencer

Aarup, T. 2002. Transparency of the North Sea and Baltic Sea - a Secchi depth data mining study. *Oceanologia* 44: 323-337.

Niilonen, T. 2002. Environment of the Baltic Sea Area 1994-1998. Helsinki Commission. - *Baltic Sea Environment Proceedings* 82 B: 113-116.

Alveteg, M., Walce, C. & Warfvinge P. 1998, Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake fra present day values using makedep. *Water, Air and soil pollution* 104: 269-283.

Bokn, T. & Lein, T.E. (1978) Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw.J.Bot.*, 25: 9-14.

Christensen, P.B., Hansen O.S. & Ærtebjerg, G. 2004. Iltsvind. Miljøbiblioteket nr.4, Hovedland

Carstensen, J., Conley, D. & Muller-Karulis, B. (2003) Spatial and temporal resolution of carbon fluxes in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*, 252: 35-50.

Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. & Larsen, H.S. 2001: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 352: 130 s.
http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR352.pdf

Dahl, K., Larsen, M.M., Andersen, J.H., Rasmussen, M.B., Petersen, J.K., Josefson, A.B., Lundsteen, S., Dahllöf, I., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Hansen, J.L.S., Ærtebjerg, G., Henriksen, P., Helmig, S.A. & Reker, J. 2004: Tools to assess the conservation status of marine Annex 1 habitats in Special Areas of Conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. National Environmental Research Institute, Denmark. 93 pp. – NERI Technical Report No. 488.

http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/FR488.pdf

Hansen, J., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M. M., Lisberg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Lauersen, J. S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C. A., Ovesen, N. B., Svendsen, L. M., & Pritzl, G. Marine Områder - Status over miljøtilstanden i 1999. nr. 333. 2000. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU.

Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D.J., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J.L.S., Josefson, A.B., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafson, B.G. 2001: Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 375: 110 s. (elektronisk).

http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR375.pdf

Markager, S. & Sand-Jensen, K. 1994. The physiology and ecology of light-growth relationship in macroalgae. *Progress in Phycological Research*, 10: 209-298.

Nielsen, R., Kristiansen, AA., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta botanica fennica*, The Baltic Marine Biologists Publication No.18, vol. 155: 1-51.

Nielsen, R. & Dahl, K. 1992. Macroalgae at briseis Flak, Schultz Grund and Store Middelgrund, stone reefs in southern and eastern part of Kattegat, Denmark. Bjørnstad, E, Hagerman, L, and Jensen, K. *Proceedings of the 12th Baltic Marine Biologists Symposium*. Olsen & Olsen. p. 109-118

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002. Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25 p. 930-937.

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, p. 1025-1032.

Pedersen, M. & Snoeijs, P. 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. *Hydrobiologia* 459: 83-102.

Vogt, H. & Schramm, W. 1991. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? *Marine Ecology Progress Series*, 69: 189-194.

Rasmussen, B. & Gustavsen, B.G. 2003. Computation of nutrient pools and fluxes at the entrance to the Baltic Sea, 1974-1999. *Continental Shelf Research* 23: 483-500

Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Conley, D.J., Dahl, K., Hansen, J., Josefson, A.B., Kaas, H., Markager, S., Nielsen, T.G., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Hertel, O., Skov, H. & Svendsen, L.M. 1998: Marine områder - Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 254: 248 s. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR254.pdf

Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve, T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O. & Ambeles Skjøth, C. 2002: Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 419: 94 s. (elektronisk).

3.2 Klassifikation af kystvande vha. makroalgenes dybdefordeling

Af Dorte Krause-Jensen, Jacob Carstensen og Karsten Dahl

3.2.1 Formål

Formålet med dette arbejde er at undersøge, om det er muligt at klassificere kystvandenes miljøtilstand ud fra makroalgenes dybdefordeling. Arbejdet skal være en parallel til de undersøgelser, der er foretaget af algesamfundets dybdeudbredelse på stenrev, som har vist sig at være en god indikator for miljøkvalitet (Henriksen et al. 2001).

For at nå dertil måtte vi først undersøge, om algenes dybdeudbredelse kan benyttes som indikator for vandkvalitet og måtte derfor som udgangspunkt besvare spørgsmålet: "Kan variationer i belastning/vandkvalitet forklare variationerne i dybdeudbredelsen af a) det samlede algesamfund, b) funktionelle algegrupper og/eller c) udvalgte enkeltarter".

3.2.2 Baggrund

Algenes dybdeudbredelse som indikator

Algenes dybdeudbredelse kan karakteriseres dels ved algenes dybdegrænse og dels ved deres dækning som funktion af dybden. Disse parametre kan beskrives for algesamfundet som helhed eller for udvalgte grupper af alger eller udvalgte arter.

Makroalgenes dybdegrænse i danske kystområder er signifikant positivt korreleret til sigtdybden. Da sigtdybden i vid udstrækning er styret af vandets kvælstofkoncentration (TN), er der samtidig en signifikant negativ korrelation mellem TN og dybdegrænsen (Nielsen et al. 2002). Der er dog risiko for, at denne modellering underestimerer algenes lysbetingede dybdegrænse, fordi algerne i de danske kystområder ofte er substratbegrænsede. Desuden er det behæftet med usikkerhed at stedfæste dybden for de dybest-voksende alger, som jo netop er karakteriseret ved næsten at være borte.

På stenrev i Kattegat har algesamfundets samlede dækning på større dybder end 10-12 m vist sig at være en meget fin indikator for miljøkvalitet (Henriksen et al. 2001 samt kapitel 3.1). Ned til 10-12 meters dybde dækker makroalgesamfundet oftest det stabile hårde substrat fuldstændigt, fordi lysforholdene her er gode, men på større dybder aftager algenes samlede dækning på stenene i takt med, at lysforholdene bliver dårligere. Dækningsprocenten på en given dybde på det enkelte stenrev har vist sig at variere signifikant fra år til år afhængigt af næringssaltbelastning og lysforhold. I år med ringe belastning og gode lysforhold vokser algerne således dybere end i år med stor belastning og dårlige lysforhold. Algesamfundets dybdeudbredelse på stenrevene responderer dermed forudsigeligt på menneskelig påvirkning.

Der eksisterer tilsvarende opgørelser af algesamfundets samlede dækning fordelt på dybdeintervaller i kystområderne, men det er endnu ikke undersøgt, om algerne langs kysterne udviser samme type respons på ændringer i lysforhold og næringskoncentration og -belastning. Det vil vi checke i det følgende.

Vi vil ligeledes undersøge, om det er muligt at benytte den dybdeafhængige dækning af en algegruppe eller udvalgte algearter som indikator. Det er muligt, at dækningen af en algegruppe eller -art, som stiller relativt store lyskrav, eller har specifikke krav til næringsniveau vil være mere følsomme indikatorer end dækningen af det samlede algesamfund.

Dækningsgraden af enkelt-arter langs en dybdegradient afhænger dog også af konkurrencen med andre arter og varierer derfor bl.a. med saltholdigheden (fx Dahl et al. 2001 og 2003; Pedersen & Snoijs 2001). Eksempelvis vokser blæretang (*Fucus vesiculosus*) kun på lavt vand i det salte Skagerrak, hvor konkurrencen fra andre arter er stor, mens den findes på dybt vand i den brakke Østersø, hvor konkurrencen fra andre arter er mindre. Enkeltarters mulige respons på ændret vandkvalitet er derfor sandsynligvis specifikt for en bestemt farvandstypologi eller endog stedspecifik. En funktionel gruppe er formentlig mindre stedspecifik i sit respons, idet arter med forskellig salttolerance inden for en given algegruppe formentlig vil kunne erstatte hinanden langs en saltholdighedsgradient.

I undersøgelsen af funktionelle grupperes respons på ændret vandkvalitet vil vi fokusere på gruppen af alger med overvejende opportunistisk vækststrategi med høj potentiel produktionsrate, kort levetid og begrænset resistens overfor græsning (Steneck & Dethiers 1994). Det drejer sig om Steneck & Dethiers funktionelle grupper 1-3, som omfatter mikroalger samt tråd- og bladformede alger med relativt simple væv og lav "canopy" højde. Hertil hører bl.a. arter som krølhårstang, vandhår, almindelig vatalge og søsalat. I undersøgelsen af enkeltarters respons vil vi analysere et udvalg af flerårige makroalgearter.

Efter en indledende beskrivende analyse af de tidslige, geografiske og dybdemæssige variationer i dækningsgraden af hhv. det samlede algesamfund, andelen af opportunistiske alger og udvalgte flerårige arter vil de rumlige variationer og år-til-år variationerne blive søgt relateret til de vigtigste belastningsmæssige og fysiske regulerende faktorer.

Forventninger

For samtlige vegetationsindikatorer forventer vi både en dybdeeffekt, en områdeeffekt og en år-til-år effekt. Kan der påvises en år-til-år effekt, som kan kobles til miljøvariable, er indikatoren særligt velegnet til at beskrive et områdes økologiske kvalitet eller bevaringsstatus.

Vi forventer, at makroalgerne dækker det egnede substrat 100% på vanddybder, hvor bølgebevægelser ikke er for voldsomme, og hvor lyset stadig er tilstrækkeligt. Fra disse dybder vil den samlede al-

gedækning gradvist blive mindre pga. lysbegrænsning. Samtidig forventer vi, at dækningsgraden på dybt vand er lavest i områder med stor belastning og dårlige lysforhold. Endelig forventer vi, at algedækningen på dybt vand er lavest i år med stor belastning og dårlige lysforhold som eksempelvis i 1994 og 1995 og høj i år med lav belastning og gode lysforhold som i 1996 og 1997.

Vi forventer, at andelen af opportunistiske alger er størst i områder og i år med stor belastning, da høje koncentrationer af næringssalte giver algerne mulighed for at realisere deres potentielt høje vækstrater (Pedersen 1995). Da de opportunistiske alger let rives løs, forventer vi dog også, at vindforhold påvirker deres dækningsgrad specielt på lavt vand. Dette er naturligvis en ulempe i forhold til de opportunistiske algers egnethed som indikatorer, men da mange undersøgelser påpeger, at denne gruppe alger vinder frem i næringsbelastede områder (e.g. Morand & Briand 1996), vælger vi alligevel at teste algegruppens respons her.

Med hensyn til analysen af flerårige enkeltarters dækning, forventer vi, at blæretang vil have størst dækning på lavt vand og reduceret dækning på dybt vand. Den kan tåle den høje eksponering på lavt vand, men kan ikke klare sig i konkurrencen med de andre flerårige makroalger på større vanddybde (Pedersen & Snoijs 2001). Derimod forventer vi, at løvformede rødalger som bugtet ribbeblad og blodrød ribbeblad og store brunalger som sukkertang og fingertang forekommer på større dybder, fordi de er tilpasset lavere lysintensiteter. I områder og år med høj belastning (og ensartet eksponering for strøm/bølger) forventer vi, at andelen af flerårige arter er mindre, fordi de udkonkurreres af opportunistiske alger.

3.2.3 Metoder

Makroalgedata anvendt til analysen

Algedata er udtrukket fra den marine nationale database (MADS) for perioden 1989 til 2002. For at opnå en rimelig konsistens i de analyserede data begrænser analysen sig til bundvegetationstransekter (stationer) i kystzonen defineret i NOVA-programmet. De 226 transekter er inddelt i 33 overordnede områder i henhold til NOVA-programmet. Disse områder adskiller sig mht. salinitet, vandkvalitet og substratforhold – forhold, som alle indgår i analysen. Forskelle i eksponering mellem områder indgår kun indirekte, idet eksponeringen påvirker substratforhold og vandudskiftning/vandkvalitet.

Størstedelen af transekterne er undersøgt i månederne fra maj til og med september. Et mindre antal transekter fra andre måneder (674 observationer) er ikke medtaget i de efterfølgende analyser, da algevegetationen i disse måneder antages at være væsentlig forskellig fra sommerperiodens samfund.

For specifikke dybder/dybdeintervaller på transekterne er følgende algedata trukket ud:

- den samlede substrat-specifikke algedækning (opret vegetation) på hård bund. Denne parameter er vurderet i felten som et tal i intervallet 0-100%.

- den substratspecifikke dækning af de enkelte algearter på hård bund. Dækningen blev indtil 2001 opgjort i 5-7 dækningsgradsklasser i felten og er efterfølgende omregnet til dækningsprocenter ud fra middelværdien i de enkelte klasser af dækningsgrader. Fra 2001 er dækningsprocenten opgjort direkte i felten. Da algerne ofte vokser i etager, kan summen af enkeltarternes dækningsprocenter overstige 100%.
- mængden af egnet hårdt substrat for algesamfundet.

Den gennemsnitlige dækning af hele algesamfundet og af alle enkeltarter er herefter beregnet for dybdeintervaller af 2 m på de enkelte transekter. Da der findes ganske få observationer (149 i alt) på dybdeintervaller over 12 m, vil vi kun betragte dækningen på de 6 dybdeintervaller til og med 12 m.

Alle algearter blev fordelt på funktionel gruppe efter Dahl et al., (2001) (appendiks 17) på baggrund af et system udviklet af Steneck & Dethiers (1994). Eksempler er vist i boks 1.

| Boks 1. Oversigt over funktionelle grupper på baggrund af Steneck & Dethiers (1994) klassifikationssystem. *Mikroalger indgår stort set ikke i vores undersøgelse. | |
|--|--|
| Funktionel gruppe | Eksempler på algeslægter |
| 1. Mikroalger (enkelceller)* | Cyanobakterier og diatoméer |
| 2. Trådalger uden bark | <i>Cladophora, Bangia, Ectocarpus</i> |
| 2.5 Trådformede alger med tynd bark, eller flerradede tråde/grene | <i>Polysiphonia, Ceramium, Sphacelaria</i> |
| 3. Bladformede alger uden bark | <i>Monostroma, Ulva, Porphyra</i> |
| 3.5 Bladformede alger med bark | <i>Dictyota</i> |
| 4. Alger med tykkere bark (trinde) | <i>Chondrus, Gigartina</i> |
| 5. Læderagtige makrofytter | <i>Laminaria, Fucus, Halidrys</i> |
| 6. Leddelte kalkalger | <i>Corallina</i> |
| 7. Skorpeformede alger | <i>Lithothamnion, Ralfsia</i> |

De funktionelle grupper 1-3: "mikroalger", "trådalger uden bark eller med tynd bark" og "bladformede alger uden bark" er domineret af arter med en opportunistisk livsstil med hurtig vækst og kort livstid (r-strateger), mens de øvrige arter overvejende er specialiseret til langsom vækst og flerårig livscyklus (k-strateger). Vi vil derfor tillade os at kalde alger i de funktionelle grupper 1-3 for opportunister.

Den samlede dækningsprocent af de opportunistiske alger er herefter opgjort for hvert dybdeinterval på de enkelte transekter ved at summere dækningsprocenterne for alle arter, der hører til denne gruppe. Derefter er den relative dækningsprocent af de opportunistiske algearter beregnet ved at dividere summen af disse arters dækningsprocent med summen af samtlige arters dækningsprocent. Den relative dækningsprocent af enkeltarter er beregnet på tilsvarende vis.

Regneeksempel: Summen af opportunistiske arters dækning er 75%, summen af samtlige arters dækning er 350%. Den relative dækning af de opportunistiske arter er dermed $(75/350=)$ 25%.

En række data er ekskluderet fra analyserne:

- Datasæt med mangelfulde oplysninger om enkeltarters dækning blev udeladt. Denne type fejl blev identificeret ved for hvert dybdeinterval at sammenligne den samlede substratspecifikke algedækning (max. 100%) med summen af enkeltarters dækning (kan overstige 100%). Det blev sat som et kriterium, at summen af enkeltarters dækning skulle være større end eller lig med den samlede substratspecifikke algedækning. En afvigelse på op til 20% blev dog accepteret. Kriteriet var nødvendigt, da en første gennemgang af data viste, at der fandtes datasæt med en stor samlet algedækning, men næsten uden dækning på enkeltarter. Disse data er bortsorteret med kriteriet.
- Skorpeformede alger (funktionel gruppe 7) blev udeladt af datasættet, da en analyse af data viste, at de ikke var registreret konsistent gennem hele perioden.
- Endelig viste en indledende analyse af data fra Vejle amt systematiske skift i vurderingen af algernes samlede dækning omkring 1998, som faldt sammen med skift af prøvetager. Derfor er data fra Vejle amt udeladt i de statistiske analyser.

Antallet af observationer af de forskellige analyse-variable er samlet i Tabel 3.5.

Forklaringsvariable, der indgår i analyserne

De tidslige variationer i den substratspecifikke dækning af den samlede algevegetation og den substratspecifikke relative dækning af de opportunistiske alger er analyseret i relation til de overordnede næringsstofftilførsler fra danske ferskvands- og punktkilder samt klimatiske variationer i form af vind og solindstråling. Bidrag af kvælstof fra atmosfæren er ikke inddraget i analyserne, da det er af mindre betydning i fjorde og kystområder. De totale kvælstof- og fosfortilførsler til marine områder fra ferskvands- og punktkilder er opgjort for perioden juli foregående år til juni samme år, middelvindhastigheden for perioden januar-juni samme år og solindstrålingen for perioden juli foregående år til juni samme år.

Vandkemiske variable (saltholdighed, næringssalte, klorofyl, sigtdybde) indsamlet på NOVA-stationerne i de 33 områder er udtrukket fra den marine nationale database (MADS) for perioden 1989-2002. Variationen i disse variable er spaltet op mellem rumlige og tidslige variationer ved en model, som beskriver den område-specifikke variation, den stations-specifikke variation inden for områder, sæsonvariation og år-til-år variationen for de hydrologiske år, dvs. juli-juni. For hver af de pågældende vandkemiske variable er beregnet en årsmiddelværdi og en områdemiddelværdi, som er sammenholdt med de tilsvarende rumlige og tidslige estimater for den substratspecifikke samlede dækning og den relative dækning af opportunistiske alger (se senere). Modellen er en modifikation af den metode, som anvendes til at beregne årsmiddlestimater i den årlige marine rapportering (Ærtebjerg et al. 2002).

Statistiske analyser af dækningsgrader

Dækningsgrader er bestemt som substratspecifikke dækninger, hvilket i princippet betyder, at der ikke skulle være nogen prøvetagningsmæssig afhængighed af mængden af hårdt substrat. En eventuel afhængighed af hårdt substrat blev indledningsvis undersøgt ved at foretage en non-parametrisk tilpasning (LOESS, Cleveland 1979) af både algevegetationens totale dækningsgrader og de relative dækningsgrader af opportunistiske alger mod mængden af hårdt substrat.

Denne analyse gav anledning til at formulere en model, hvor relationen til mængden af hårdt substrat skifter ved ca. 50% (se nedenfor).

Da dækningsgraderne har et udfaldsrum på 0-100% med en forventelig relativ større variation omkring 50% end ved henholdsvis 0% og 100%, har vi valgt følgende transformation $x = \arcsin \sqrt{p}$ for dækningsgraderne p (Sokal & Rohlf 1981). Variationerne i de transformerede dækningsprocenter (x) antages at kunne beskrives ved følgende generiske model:

$$x = \text{område} + \text{station}(\text{område}) + \text{år} \times \text{dybdeinterval} + \text{måned} + \text{pct_hårdbund0_50} \times \text{dybdeinterval} + \text{pct_hårdbund50_100} \times \text{dybdeinterval},$$

hvilket betyder, at en given dækningsgrad afhænger af:

- Hvilket overordnet område observationen stammer fra. Dvs. at der er forskelle mellem de overordnede områder.
- Hvilken station inden for området, observationen stammer fra. Dvs. at der er forskelle mellem de enkelte transekter inden for et område.
- Hvilket år og dybdeinterval observationen er foretaget. Dvs. at den dybde-specifikke dækningsprocent varierer fra år til år.
- Hvilken måned observationen er foretaget.
- Mængden af tilgængeligt hårdt substrat som en dybde-specifik faktor. Dvs. der antages en lineær afhængighed mellem dækningsgrad og mængden af hårdt substrat, og denne lineære afhængighed er forskellig for de enkelte dybdeintervaller. Den lineære sammenhæng har forskellig koefficient for mængder af hårdt substrat henholdsvis over og under 50% (se senere).

Med baggrund i ovenstående model bestemmes de marginale fordelinger for år-til-år variationen i den dybde-specifikke dækningsgrad samt den generelle område- og stations-specifikke dækningsgrad. De marginale fordelinger beskriver variationen i de enkelte faktorer i modellen, når der er taget højde for alle de andre forklarende faktorer. Det betyder, at vi beregner én værdi for de enkelte år på de enkelte dybdeintervaller, som er en middelværdi over alle områder og stationer for en gennemsnitlig mængde hårdt substrat på dybdeintervallet. Endvidere kan vi beregne en middeldækning for de enkelte områder, hvor der er taget højde for forskelle i dybdeforhold, mængden af hårdt substrat og hvilke år, der er indsamlet data. Dette betyder, at vi ud fra ovenstående model kan beregne sammenlignelige

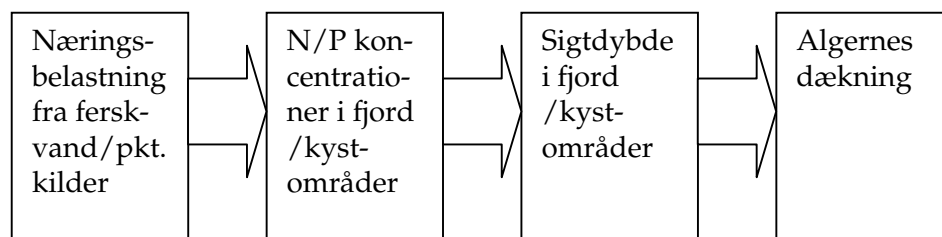
Tabel 3.5. Antal observationer af forskellige dækningsgrader opdelt på overordnede områder i NOVA-programmet (typefjorde og repræsentative områder). De registrerede dækningsgrader er fordelt på 1888 transekter, idet et enkelt transekt kan indeholde dækningsgrader fra flere forskellige dybdeintervaller.

| Område i NOVA programmet | Stationer | Samlet algedækning | Dækning af opportunister | Gaffeltang | Kile rødblad | Bugtet ribbeblad | Savtang | Blodrød ribbeblad | Sukkertang | Blæretang | Fingertang | Skulpetang |
|--------------------------|------------|--------------------|--------------------------|-------------|--------------|------------------|-------------|-------------------|-------------|-------------|------------|------------|
| Augustenborg Fjord | 7 | 331 | 310 | 110 | 59 | 41 | 58 | 32 | 67 | 138 | 2 | |
| Bornholm Vest | 4 | 258 | 243 | 232 | 66 | 7 | 1 | 19 | 1 | 1 | | |
| Bornholm Øst | 8 | 264 | 249 | 184 | 42 | 4 | 95 | 12 | | 9 | | |
| Dybsø Fjord | 3 | 16 | 14 | | | | | | | 13 | | |
| Flensborg Fjord | 6 | 577 | 534 | 149 | 171 | 211 | 9 | 252 | 118 | 110 | 42 | |
| Isefjord | 10 | 86 | 82 | 34 | 6 | | 38 | 9 | 1 | 18 | | 1 |
| Kalundborg Fjord | 6 | 39 | 37 | 21 | 16 | 13 | 22 | 23 | 1 | 17 | 3 | |
| Karrebæk Fjord | 4 | 27 | 27 | | | | | | | | | |
| Karrebæksminde Bugt | 5 | 73 | 72 | 30 | 14 | | | 1 | | 9 | | |
| Kertinge Nor | 4 | 23 | 23 | | | | 2 | | | 10 | | |
| Køge Bugt | 5 | 322 | 319 | 12 | 1 | | | 3 | | 13 | | |
| Limfjorden | 9 | 471 | 372 | 26 | | | 99 | | 104 | 196 | 8 | 91 |
| Løgstør Bredning | 3 | 139 | 129 | 25 | 1 | | 61 | | 31 | 52 | 3 | 6 |
| Nissum Fjord | 8 | 117 | 106 | | | | | | | | | |
| Nivå Bugt | 6 | 63 | 63 | 1 | | 1 | | 4 | 1 | 16 | | |
| Nord for Sjælland | 6 | 173 | 173 | 141 | 4 | 107 | 90 | 118 | 55 | 15 | 89 | 52 |
| Odense Fjord | 6 | 310 | 299 | 141 | 116 | 105 | 142 | 70 | 76 | 153 | 80 | 21 |
| Præstø Fjord | 6 | 20 | 20 | | | | | | | 3 | | |
| Ringkøbing Fjord | 9 | 65 | 62 | | | | | | | | | |
| Roskilde Fjord | 9 | 474 | 470 | 48 | 11 | | | | | 11 | | |
| Sejersø Bugt | 6 | 47 | 45 | 11 | 12 | 21 | 19 | 19 | 2 | 19 | 9 | |
| Skive Fjord | 9 | 219 | 194 | 7 | 1 | | 75 | | 42 | 58 | | 36 |
| Sydfynske Øhav | 4 | 231 | 230 | 70 | 29 | 15 | 20 | 9 | 6 | 177 | 3 | |
| Vestlige Limfjord | 11 | 341 | 289 | 3 | | | 22 | | 67 | 56 | | 53 |
| Åbenrå Fjord | 8 | 554 | 508 | 184 | 161 | 142 | 176 | 134 | 179 | 233 | 66 | |
| Århus Bugt | 6 | 347 | 341 | 214 | 173 | 92 | 206 | 93 | 123 | 85 | 105 | 105 |
| Øresund | 11 | 864 | 854 | 84 | 127 | 148 | 23 | 108 | 200 | 111 | 12 | |
| Østlige Limfjord | 6 | 127 | 119 | 1 | | | | | 16 | 3 | | |
| Total | 185 | 6578 | 6184 | 1728 | 1010 | 907 | 1158 | 906 | 1090 | 1526 | 422 | 365 |

værdier for år-til-år variationen og områdevariationen, idet vi har kompenseret for andre faktorer, som påvirker de enkelte målinger.

Kobling til næringsaltbelastning

Den kvantitative bestemmelse af grænsen mellem god og moderat miljøkvalitet for makroalgernes dækningsgrader blev analyseret ud fra følgende konceptuelle model:



hvor vi undersøgte alle trin ved at gå baglæns, dvs. tog udgangspunkt i dækningsprocenten og relaterede denne til sigtddybden, som derpå relateredes til næringsstofkoncentrationen i vandsøjlen, som derpå blev analyseret i relation til belastningen fra land.

Makroalgernes samlede dækningsgrad og andelen af opportunistiske alger blev analyseret i relation til en række vandkemiske variable ved multipel regression. Dette foregik iterativt ved først at finde den forklarende variabel med den højeste forklaringsgrad, og dernæst analysere residualerne fra denne regression mod de resterende vandkemiske variable. Denne iterative procedure fortsatte med at medtage nye variable og fjerne andre, indtil der ikke blev opnået nogen væsentlig forbedring af modellen.

Da sigtddybden forventedes at være en bestemmende faktor for makroalgernes dækning, blev sigtddybden analyseret i relation til næringssaltkoncentrationerne i vandsøjlen ved regressioner.

Endelig blev år-til-år variationerne i næringssaltkoncentrationerne analyseret i forhold til tilførslerne fra land. Relationen mellem tilførsler fra land og koncentrationer i vandsøjlen kunne kun analyseres ud fra den tidslige variation, idet det ikke umiddelbart var muligt at bestemme en område-specifik belastning for de mere åbne områder i analysen (eksempelvis farvandet omkring Bornholm). TN-koncentrationen i vandsøjlen blev analyseret ved følgende model:

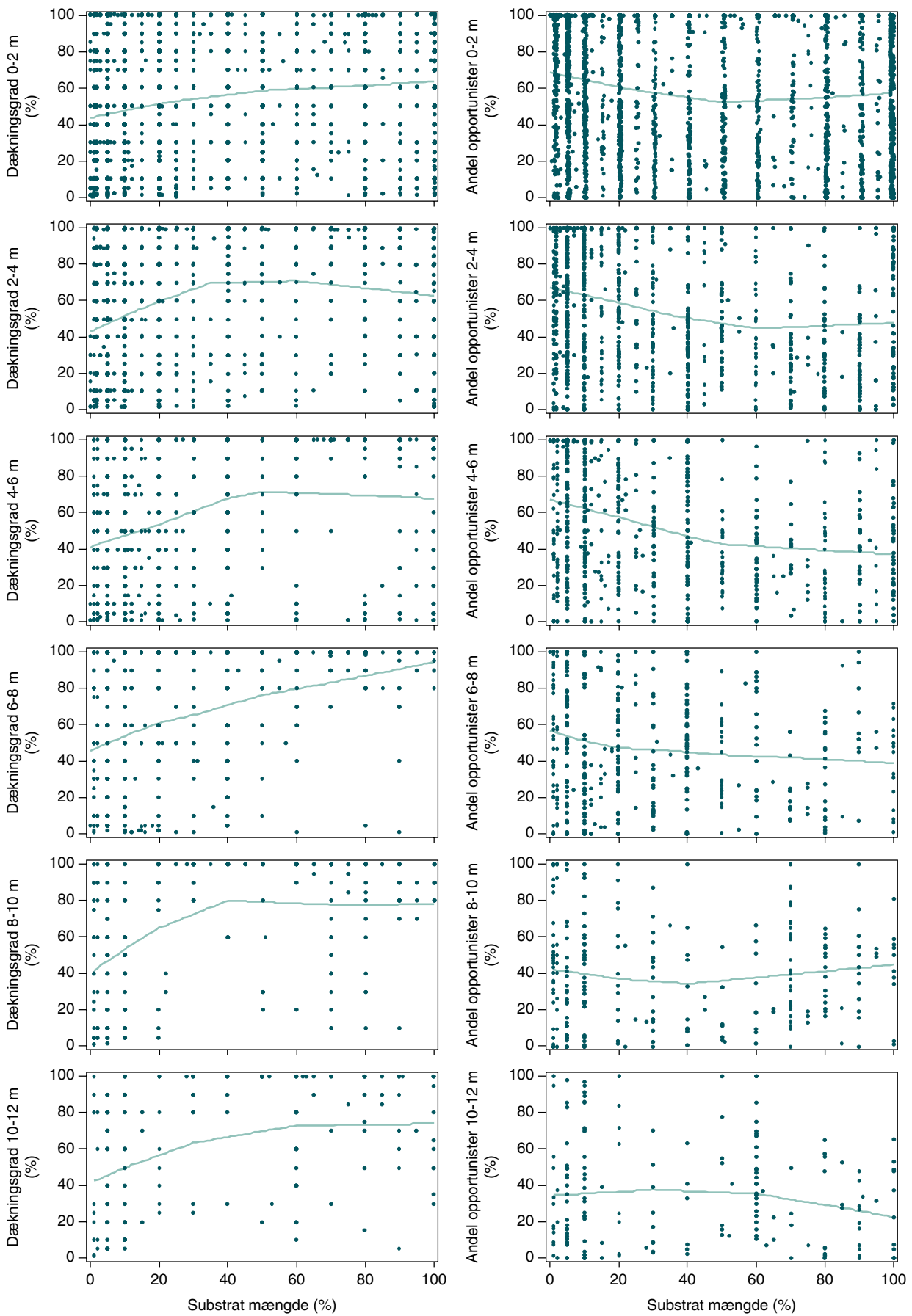
$\log(\text{TN_konc}) = \text{område} + \text{station}(\text{område}) + \text{TN_belastning} + \text{måned}$,
hvor TN-belastningen beskriver år-til-år variationen for TN-koncentrationen i vandet. Forudsætningen er, at alle områder har den relative samme påvirkning af år-til-år variationerne i TN-belastningen. Med baggrund i denne model kunne vi beregne område-specifikke TN-koncentrationer for en given belastning.

3.2.4 Resultater

Beskrivende analyser af algesamfundet

Algeindikatorernes afhængighed af substratet

Makroalgernes samlede dækning stiger overraskende som funktion af andelen af hård bund, indtil denne er 40-60% (Figur 3.9, venstre panel). Ved større andel af hård bund er dækningsgraden uafhængig af bundforholdene undtagen i dybdeintervallerne 0-2 m og 6-8 m. Dækningen af de opportunistiske alger varierer også med substratsammensætningen, men på den vis, at dækningen er størst, når andelen af hård bund er mindst (Figur 3.9, højre panel). Dækningen af disse alger falder generelt som funktion af andelen af hård bund, indtil denne er 40-60%, hvorefter dækningen bliver uafhængig af bundforholdene. På vanddybder >8 m afviger substratafhængigheden dog fra dette mønster.



Figur 3.9. Non-parametrisk kurvetilpasning for dækningsprocent og andel af opportunistiske alger som funktion af substratmængden for de betragtede dybdeintervaller (1989-2002).

Makroalgernes samlede dækningsprocent

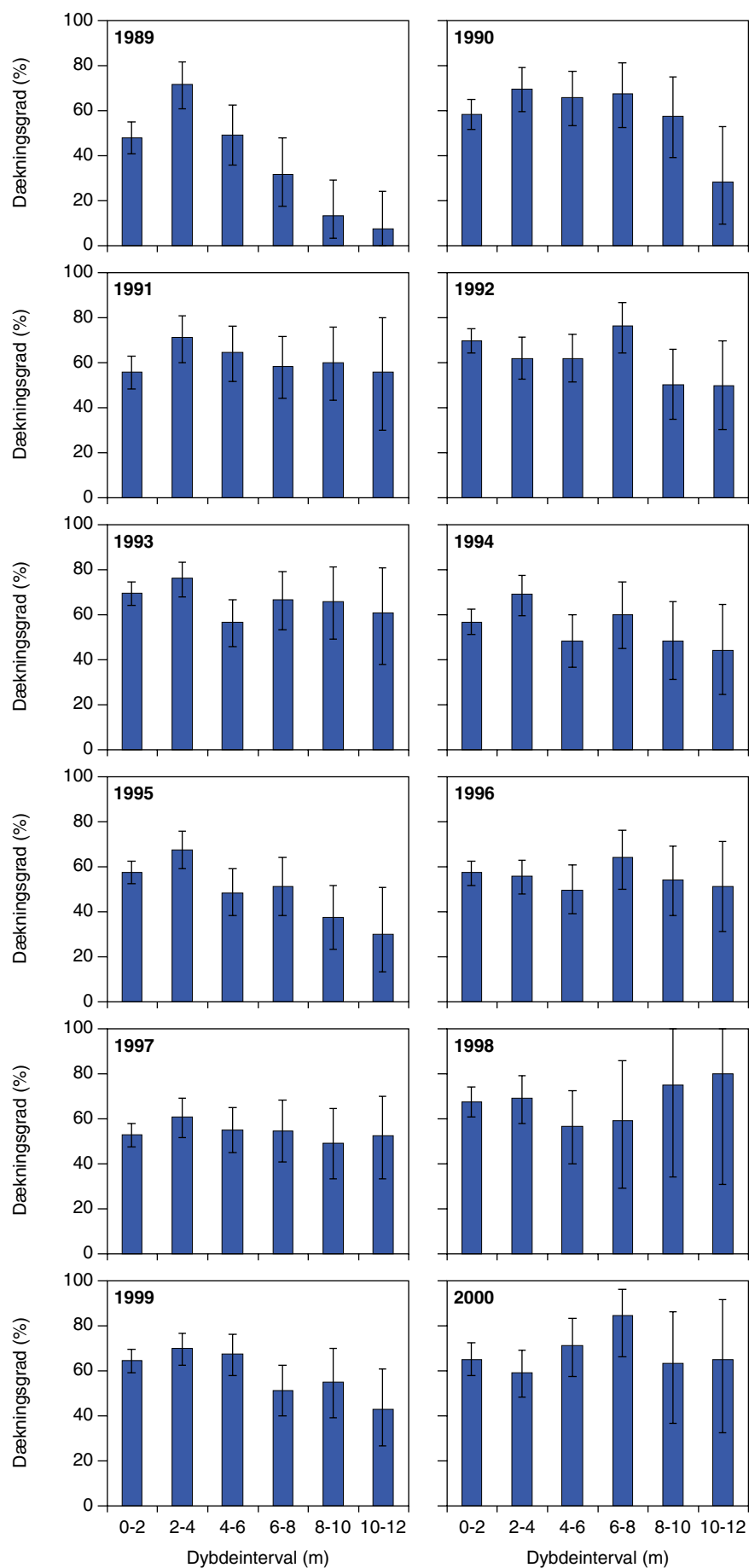
Makroalgesamfundets samlede dækning varierede mellem et gennemsnit på ca. 10 og 80% i de enkelte dybdeintervaller (Figur 3.10). Dækningsgraden udviste ikke et konsekvent fald med dybden som forventet. I mange af de undersøgte år så algerne dækning ud til at variere uafhængigt af vanddybden, og kun i årene 1989, 1990, 1995, 1999 og 2002 var der tendens til en reduceret dækning på dybt vand.

Algerne dækning på dybere vand (10-12 m) var lav (<40%) i årene 1989, 1990, 1995, 1999 og 2002 og væsentligt højere (>60%) i årene 1993, 1998 og 2000, selvom data fra 1998 og 2000 dog var behæftet med stor usikkerhed (Figur 3.10). Umiddelbart ser det derfor ikke ud til, at algerne på dybere vand reagerer med nedsat dækning i år med høj belastning eller vice versa.

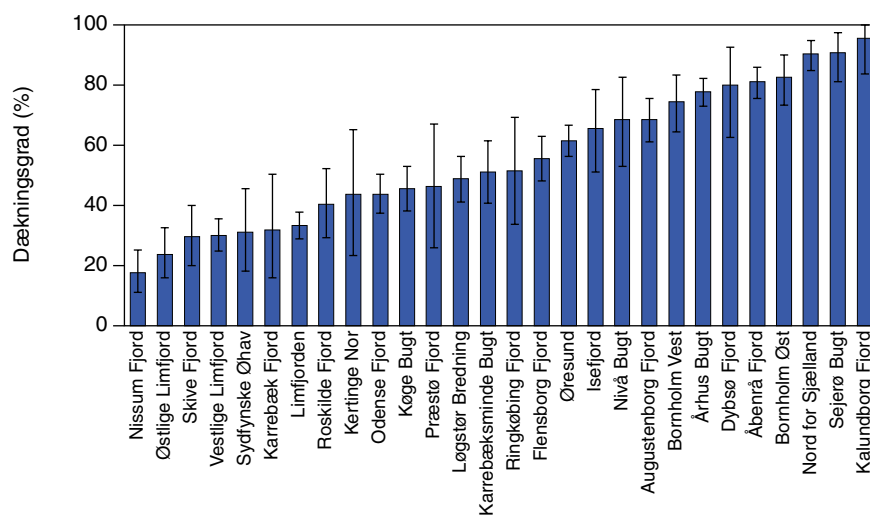
De beregnede middelværdier for områder svarer til de ud fra modellen forventede dækningsprocenter i hele perioden (1989-2002) på en middeldybde (6 m) med en gennemsnitlig mængde af hårdt substrat (~38%). Makroalgesamfundets gennemsnitlige dækning i de undersøgte områder varierede fra knap 20% i Nissum Fjord til 90-100% i de nord- og vestsjællandske kystområder ved Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord og Sjællands nordkyst (Figur 3.10).

Relativ dækning af opportunistiske alger

Den relative dækning af opportunistiske alger varierede fra ca. 10% til 90% i de undersøgte dybdeintervaller. I de fleste år var der tendens til, at andelen af disse alger faldt med dybden. Dette gjaldt dog ikke i 1995 og 1998-2000 samt i 2002 (Figur 3.11).



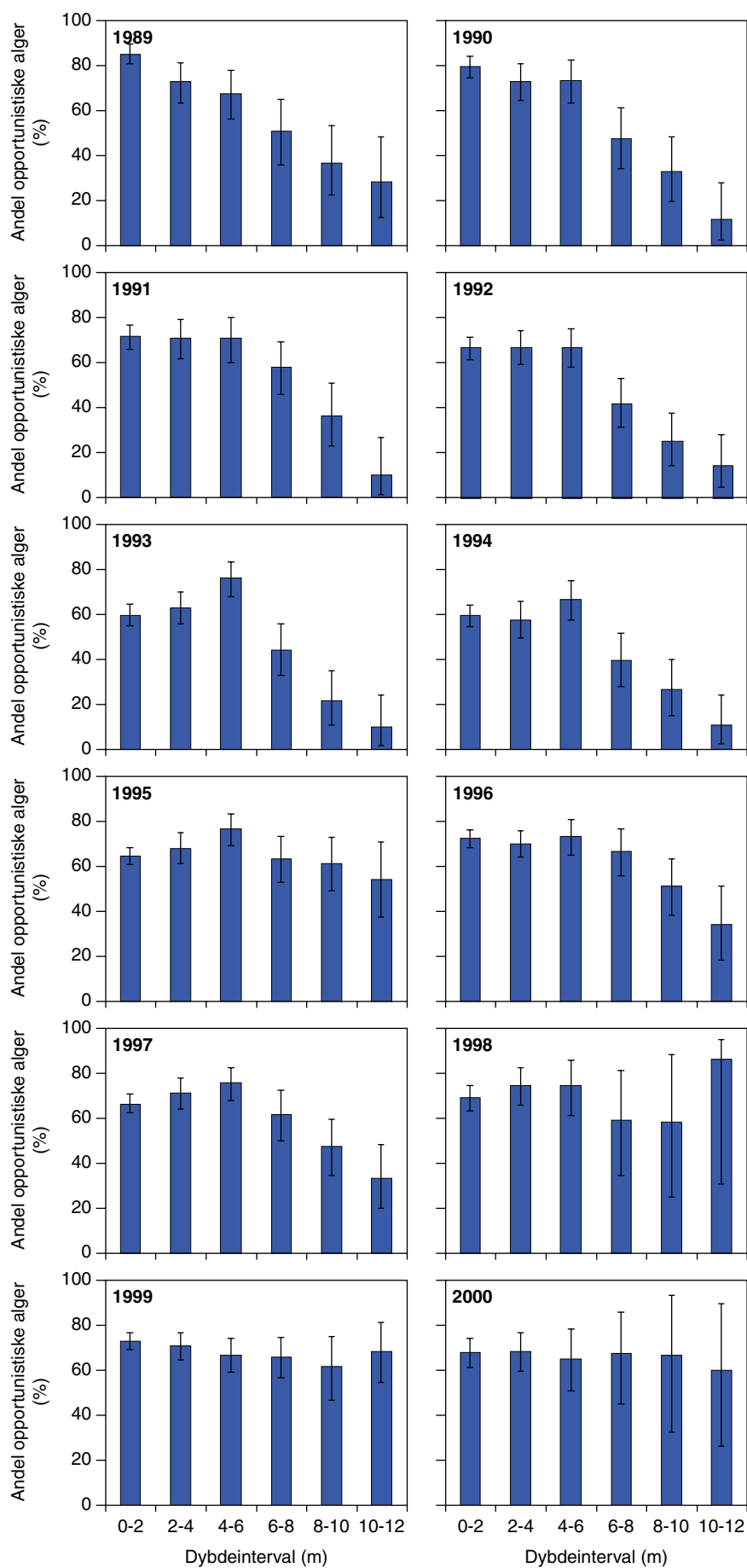
Figur 3.10. Middeldækningsgrad af makroalgensamfundet beregnet ved model for de betragtede dybdeintervaller hvert år i perioden 1989-2002 angivet med 95% konfidensgrænser.



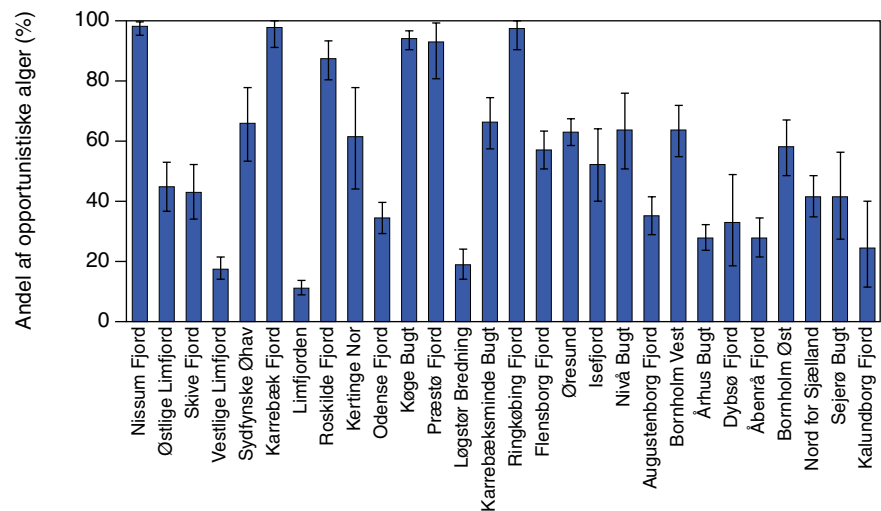
Figur 3.11. Middeldækning ved 6 meters dybde og en gennemsnitlig mængde substrat for områder beregnet ved model over alle dybdeintervaller (0-12 m) og år (1989-2002) angivet med 95% konfidensgrænser.

På lavt vand var andelen af opportunistiske alger meget ensartet gennem undersøgelsesperioden. Dækningen varierede fra et minimum på ca. 60% i 1993 og 1994 til et maksimum på ca. 85% i 1990 (Figur 3.12). På dybt vand var andelen af disse alger lav (<20%) i årene 1990-1994 og høj (>40%) i årene 1995, 1998-2000 og 2002. Umiddelbart ser det derfor ikke ud til, at andelen af disse alger ændres i år med høj belastning (Figur 3.12).

Andelen af opportunistiske alger varierede fra 10-20% i flere af Limfjordens bredninger og i Kalundborg Fjord til 90-100% i Præstø Fjord, Køge Bugt, Karrebæk Fjord, Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord (Figur 3.13).



Figur 3.12. Middel andel af opportunistiske alger beregnet ved model for de betragtede dybdeintervaller hvert år i perioden 1989-2002 angivet med 95% konfidensgrænser.



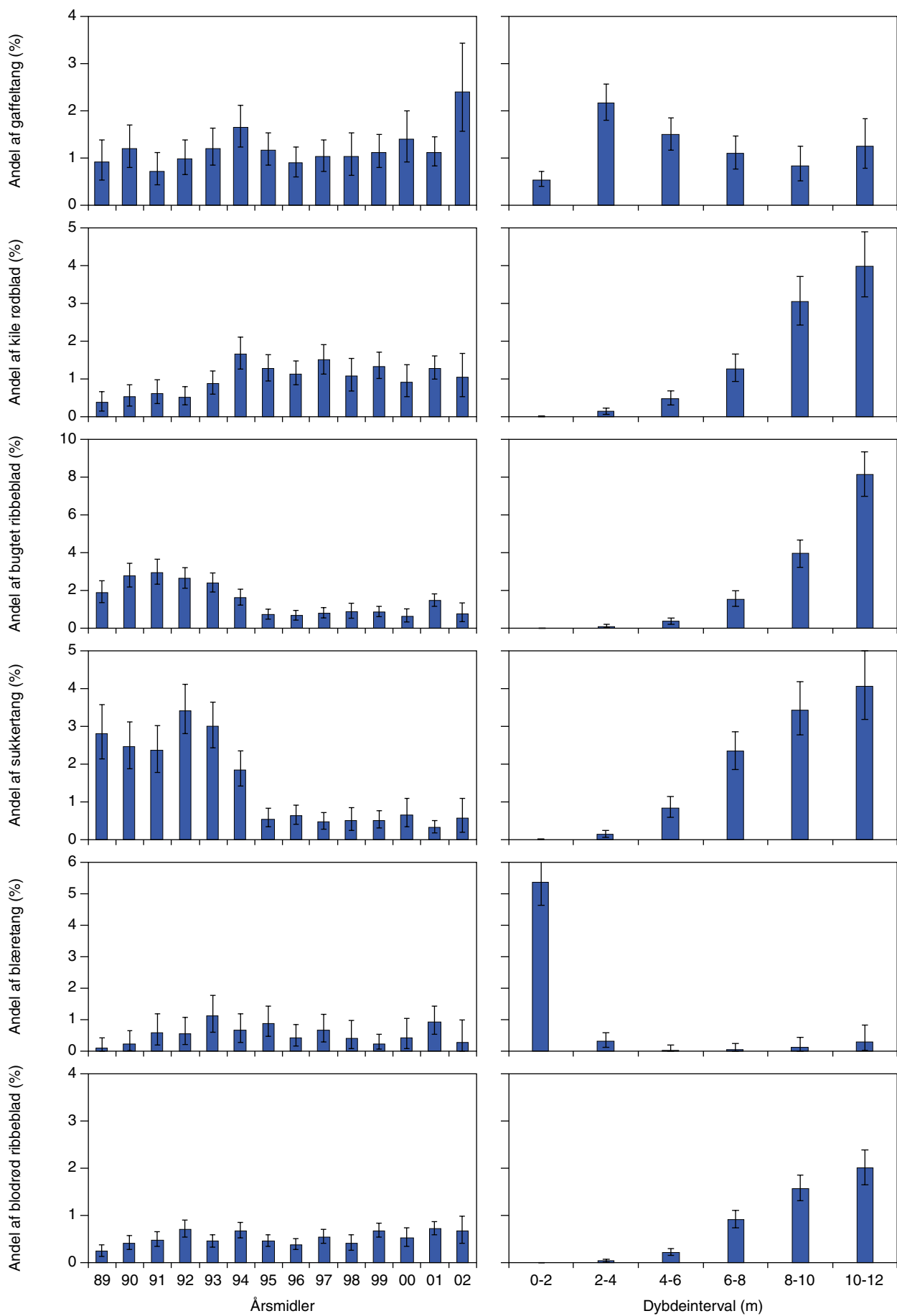
Figur 3.13. Middelt andel af opportunistiske alger for områder beregnet ved model over alle dybdeintervaller (0-12 m) og år (1989-2002) angivet med 95% konfidensgrænser.

Relativ dækning af enkeltarter

De udvalgte arter af flerårige makroalger havde alle en ret lav relativ dækningsprocent. Blæretang og blodrød ribbeblad udgjorde op til ca. 1%, kile rødblad og gaffeltang op til hhv. 1,5 og 2,5% og bugtet ribbeblad og sukkertang op til 3-3,5% af den samlede dækningsprocent af algesamfundet (Figur 3.14).

Blæretangen forekom overvejende på det helt lave vand (0-2 m), men blev også i enkelte tilfælde registreret helt ud til 10-12 m dybde. Gaffeltang forekom med mere ensartet hyppighed over hele det undersøgte dybdeinterval, men var hyppigst i intervallet 2-4 m. Den relative dækningsprocent af de løvformede rødalger og de store brunalger tiltog derimod med dybden (Figur 3.14).

To af de undersøgte arter, bugtet ribbeblad og sukkertang, udviste en markant år-til-år variation, idet deres relative dækning var væsentligt højere i perioden frem til 1994 end i perioden efter. De øvrige arter viste ikke tilsvarende tydelige skift (Figur 3.14). Ingen af arterne udviste specielt høj dækning i 1996/97, hvor belastningen var lav eller specielt lav dækning i 1994, hvor belastningen var høj.



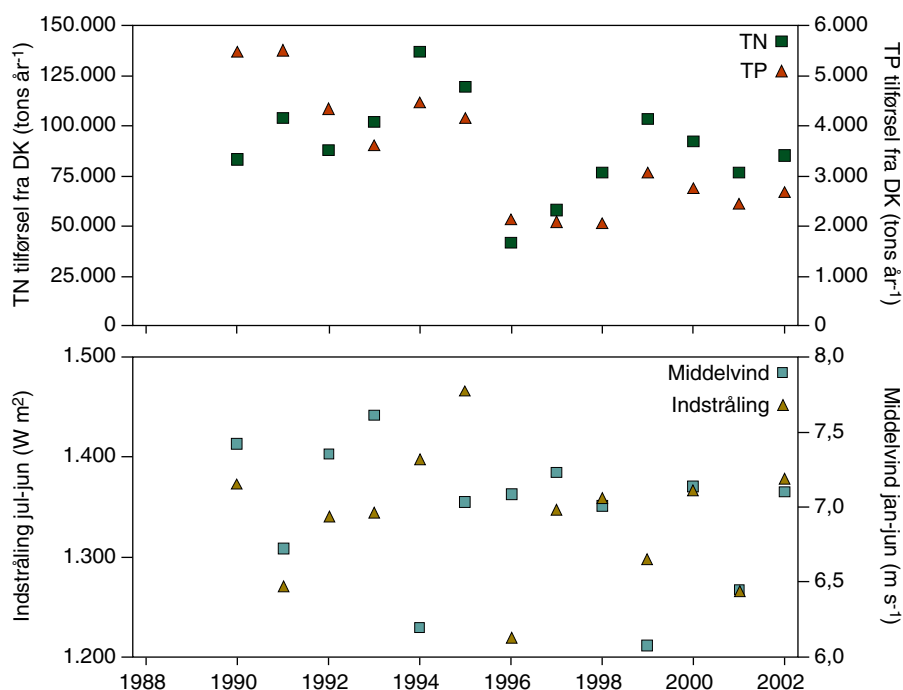
Figur 3.14. Middelandel af karakteristiske flerårige alger beregnet for de betragtede dybdeintervaller og år angivet med 95% konfidensgrænser. Bemærk forskellig akseinddeling for dybdefordelingen.

Beskrivende analyser af belastningsforhold og vandkvalitet

Tilførsler og meteorologiske variable

Kvælstoftilførslen fra danske ferskvands- og punktkilder til de marine områder har generelt været faldende gennem perioden 1989-2002 med 2 år med usædvanlige høje værdier (1994 og 1995) og 2 år med usædvanlig lave værdier (1996 og 1997) som undtagelser fra den generelle trend (Figur 3.15, øverst). Inden for perioden har kvælstoftilførslen varieret med en faktor 3 fra ca. 130.000 tons (juli 1993 – juni 1994) til ca. 40.000 tons (juli 1995 – juni 1996).

Fosfortilførslen var høj frem til midten af 1990'erne, hvor specielt punktkilderne udgjorde en stor del (Figur 3.15, øverst). I den sidste halvdel af perioden har fosfortilførslen til de marine områder været omkring 2.500 tons årligt, hvilket svarer til omkring halvdelen af tilførslen i 1990-1991. Korrelationen til TN-tilførslen antyder, at det diffuse fosforbidrag udgør en væsentlig del efter 1997.



Figur 3.15. Tidslig udvikling i næringsstoftilførslen fra Danmark 1989-2002 (hydrologiske år, juli-juni), vind (januar-juni) og indstråling (juli-juni).

Indstrålingen varierer ca. 10% fra år til år med 1995 (juli 1994–juni 1995) som det mest solrige år og 1996 (juli 1995–juni 1996) som det mest solfattige år. Den samlede årlige indstråling ligger typisk mellem 1300 og 1400 W/m² (Figur 3.15, nederst).

Middelvindhastigheden i det første halvår af 1994, 1998 og 2001 var lav, hvorimod 1993 var det mest blæsende år. De fleste af årene (1990-2002) havde en middelvind mellem 6,5 og 7,5 m/s (Figur 3.15, nederst).

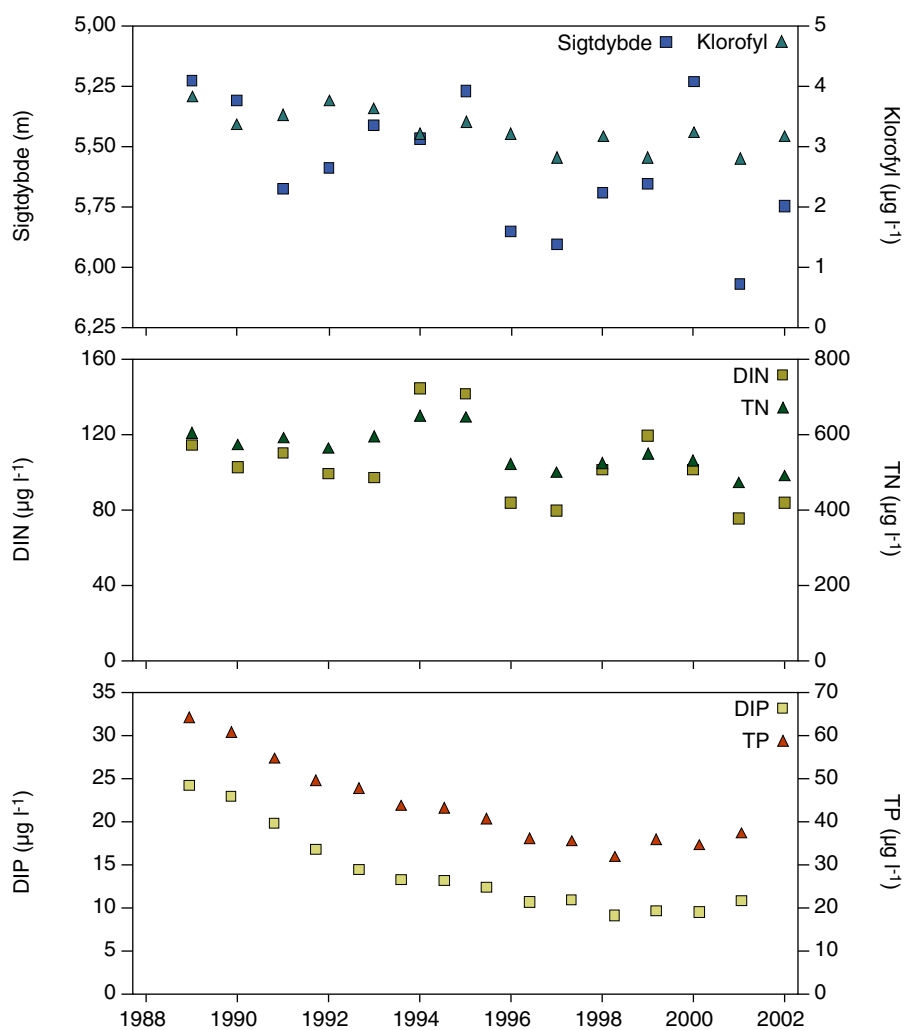
Vandkemiske variable

Den gennemsnitlige sigtddybe i de undersøgte områder var mindst i 1989 (5,2 m), hvor klorofylkoncentrationen samtidig var størst (3,75 $\mu\text{g/l}$). Den største sigtddybe (6,1 m) forekom i 2001, hvor klorofylkoncentrationen samtidig var den laveste (2,75 $\mu\text{g/l}$, Figur 3.16 - øverst).

Koncentrationen af både TN og DIN viste en faldende tendens gennem perioden 1989-2002, selvom de afstrømningstunge år (1994 og 1995) dog faldt uden for dette mønster. De største koncentrationer af TN (~650 $\mu\text{g/l}$) og af DIN (~150 $\mu\text{g/l}$) blev målt i 1994 og 1995, og de mindste koncentrationer blev målt i 2001 (TN: ~330 $\mu\text{g/l}$ og DIN: ~110 $\mu\text{g/l}$, Figur 3.16 - midterste panel).

Koncentrationen af TP og DIP faldt markant fra 1989 til 1997 og stabiliserede sig derefter. I 1989 var koncentrationen af TP ca. 65 $\mu\text{g/l}$ og koncentrationen af DIP knap 25 $\mu\text{g/l}$, mens de laveste koncentrationer, målt i 1999, var ~30 $\mu\text{g TP/l}$ og <10 $\mu\text{g DIP/l}$ (Figur 3.16 - nederste panel).

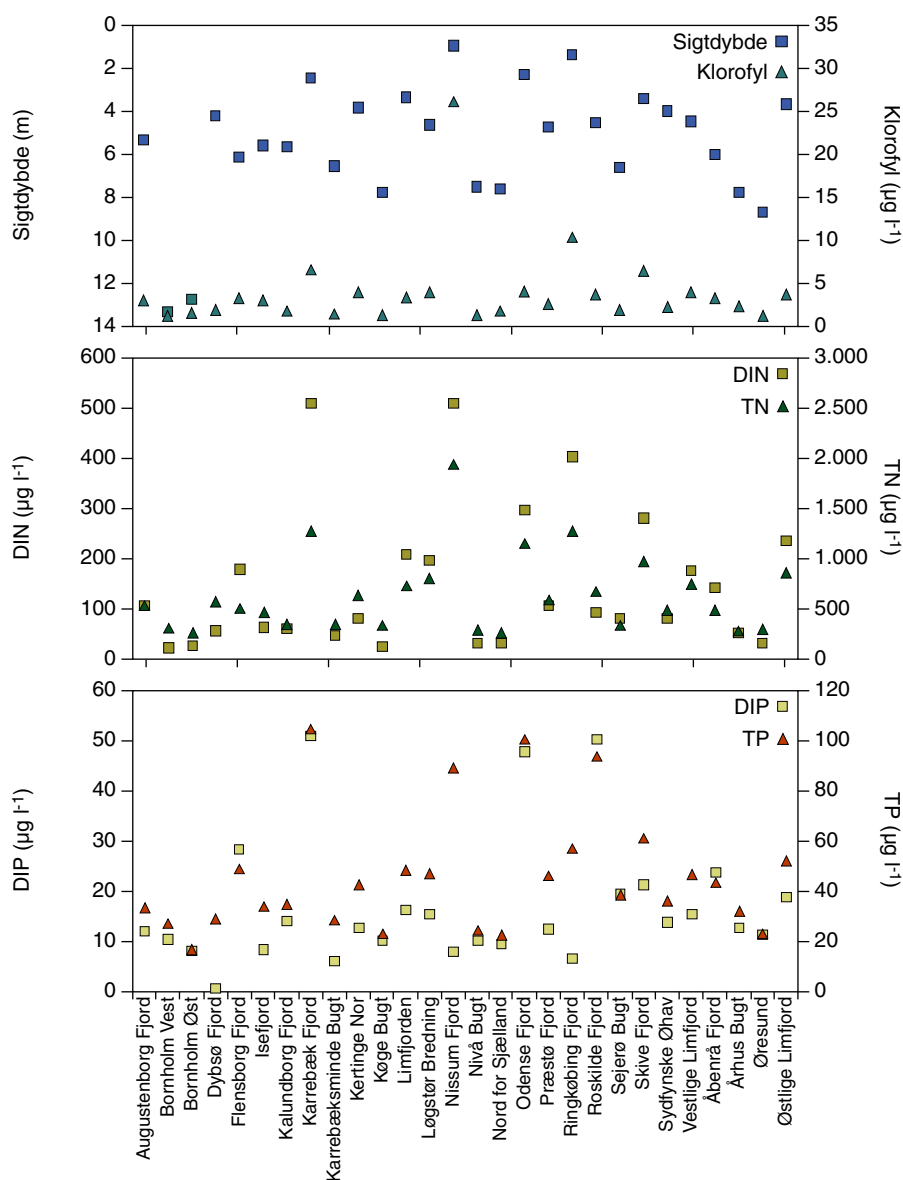
Den gennemsnitlige sigtddybe for perioden 1989 til 2002 varierede fra ca. 1 m i Nissum Fjord, hvor klorofylkoncentrationen samtidig var



Figur 3.16. Tidlig udvikling i vandkvalitetsvariable over perioden 1989-2002 for vandkemiske stationer relateret til vegetationstransektterne.

høj (>25 $\mu\text{g}/\text{l}$), til ca. 13 m omkring Bornholm, hvor klorofylkoncentrationen samtidig var lav ($\sim 2 \mu\text{g}/\text{l}$, Figur 3.17 – øverste panel). Nissum Fjord havde samtidig de højeste kvælstofkoncentrationer (TN: knap 2000 $\mu\text{g}/\text{l}$ og DIN $\sim 500 \mu\text{g}/\text{l}$), mens farvandet omkring Bornholm havde de laveste (TN: $\sim 250 \mu\text{g}/\text{l}$ og DIN $\sim 25 \mu\text{g}/\text{l}$, Figur 3.17 midterste panel).

Fosforkoncentrationen var størst i Karrebæk Fjord (TP: $\sim 100 \mu\text{g}/\text{l}$ og DIP $\sim 50 \mu\text{g}/\text{l}$) og lavest i Dybsø Fjord (TP: knap 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ og DIP $\sim 0 \mu\text{g}/\text{l}$, Figur 3.17 nederste panel).



Figur 3.17. Variationer mellem områder i vandkvalitetsvariable over perioden 1989-2002 for vandkemiske stationer relateret til vegetationstransekterne.

Relationer mellem algedækning og miljøkvalitet

Makroalgernes samlede dækning

Algernes dækning var generelt størst i de områder, der havde de bedste lysforhold og de laveste koncentrationer af uorganisk kvæ-

stof, total-kvælstof, total-fosfor og klorofyl (alle signifikante). Dækningen korrelerede bedst med sigtddybde og total-kvælstof ($r=0.69$ for begge variable). Hvis sigtddybde anvendtes som forklarende variabel (Figur 3.18A), udviste residualerne fra denne regression en sammenhæng med saltholdighed med undtagelse af områder i Limfjorden (Figur 3.18B). Modellen for den samlede dækningsprocent blev derfor bestemt som:

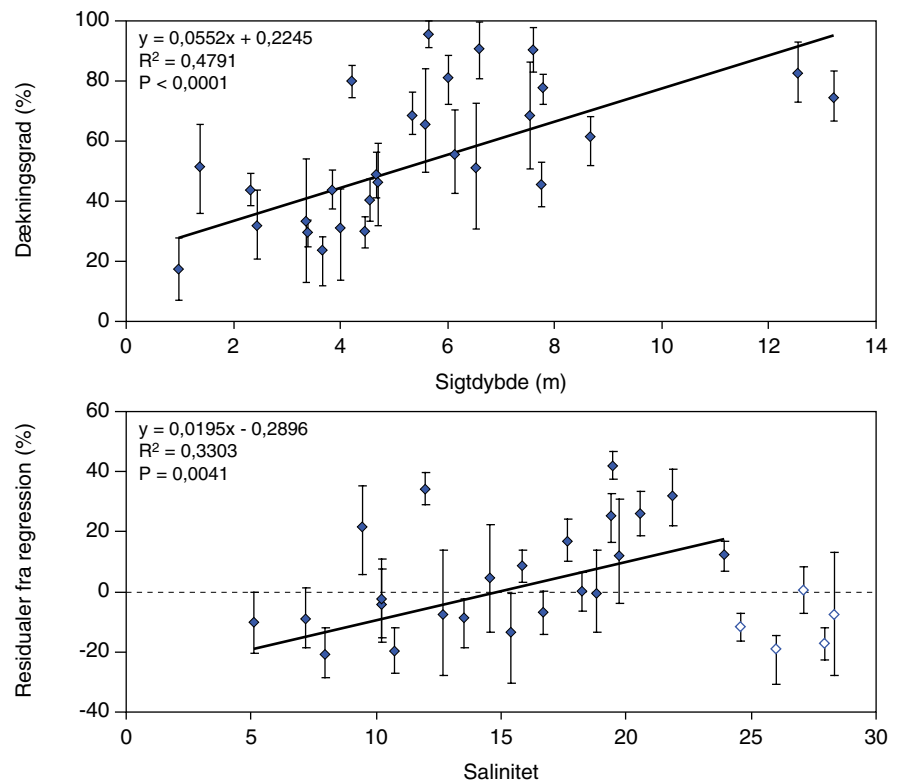
$$\text{Dækningsprocent} = -0.386 + 0.0407 \times \text{sigtddybde} + 0.0205 \times \text{saltholdighed} - 0.419 \times \text{Limfjorden}$$

hvor 79,3% af variationen er beskrevet. Modellen beskriver, at den samlede dækning stiger med ca. 4% for hver m forbedret sigtddybde, den samlede dækning stiger med ca. 2% for en stigning på 1 promille saltholdighed, og at områder i Limfjorden har ca. 42% ringere dækning, når der tages højde for relationen til saltholdighed og sigtddybde bestemt hovedsageligt ud fra andre områder.

Kun fire ud af 66 tidlige korrelationer mellem de dybde-specifikke samlede dækningsprocenter og de forklarende variable var signifikante (Tabel 3.6). Der var ingen systematik i de beregnede korrelationer, og korrelationskoefficienten for klorofyl på 6-8 m var modsat den forventede. Korrelationerne svarede til det, man skulle forvente, hvis dækningsgrader og forklarende variable var uafhængige.

Tabel 3.6. Tidlige korrelationer mellem den samlede dækningsgrad på forskellige dybdeintervaller og forklarende variable, hvor observationerne er vægtet med den reciprokke af variansen på de estimerede dækningsgrader. Tabellen viser korrelationskoefficienter (r). Signifikante korrelationer, analyseret ved t -test, er fremhævet med fed skrift.

| Forklarende variable | Dybdeinterval | | | | | |
|----------------------|---------------|---------------|---------|---------------|----------------|---------|
| | 0-2 m | 2-4 m | 4-6 m | 6-8 m | 8-10 m | 10-12 m |
| TN tilførsel | 0.0749 | 0.5632 | 0.0587 | -0.1260 | -0.2433 | -0.3175 |
| TP tilførsel | -0.1029 | 0.3720 | 0.2583 | 0.2318 | -0.1475 | -0.4054 |
| Indstråling | 0.0673 | -0.2879 | -0.0111 | 0.5872 | -0.0775 | 0.0524 |
| Vind | -0.1407 | 0.1394 | -0.1397 | 0.0224 | -0.6019 | -0.5035 |
| Saltholdighed | 0.0065 | 0.0910 | 0.1240 | 0.4062 | 0.2742 | 0.3780 |
| Klorofyl | 0.2007 | -0.0143 | 0.0739 | 0.6086 | -0.1472 | -0.0726 |
| DIN | -0.2293 | 0.2391 | -0.0090 | -0.1702 | -0.5181 | -0.4794 |
| DIP | -0.1415 | 0.1261 | 0.2233 | 0.4250 | -0.0106 | -0.2641 |
| TN | -0.2315 | 0.2440 | -0.0719 | 0.0605 | -0.4568 | -0.3955 |
| TP | -0.1155 | 0.1417 | 0.1464 | 0.4628 | -0.0182 | -0.2382 |
| Sigtddybde | -0.0618 | -0.1533 | -0.1942 | -0.4149 | 0.2648 | 0.4217 |



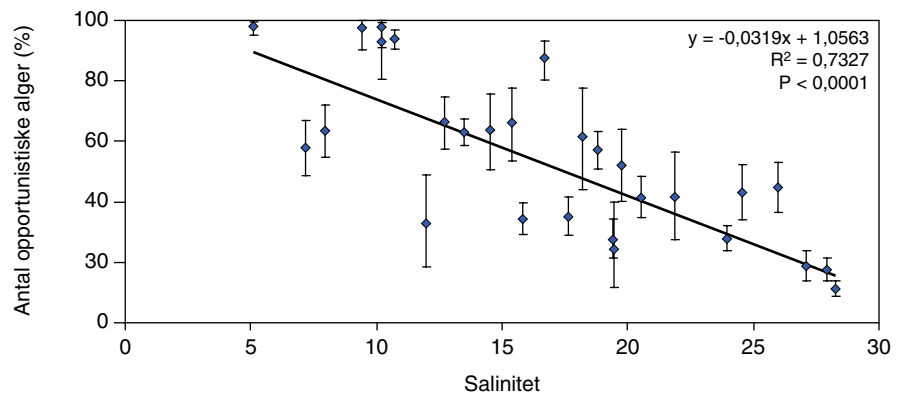
Figur 3.18. A) Middel dækningsgrader mod sigtdybde og B) residualerne fra regressionen mod saltholdighed. De afbildede punkter repræsenterer område-specifikke værdier med 95% konfidens-grænser for den samlede dækning. Relationerne er undersøgt med vægtet lineær regression, hvor den reciprokke værdi af variansen på de estimerede dækningsgrader er benyttet som vægt (BLUE – Best Linear Unbiased Estimation). De åbne symboler angiver observationer fra Limfjorden, som ikke indgår i regressionen.

Relativ dækning af opportunistiske alger

Andelen af opportunistiske alger udviste en signifikant sammenhæng med saltholdigheden, således at deres andel var størst i de mest brakke områder (Figur 3.19). De to områder, som afveg mest fra denne generelle saltholdighedsafhængighed, var Dybsø Fjord, som havde en mindre andel opportunistiske alger, end man skulle forvente ud fra saltholdigheden, og Roskilde Fjord, som havde en større andel opportunistiske alger.

Tabel 3.7. Tidslige korrelationer mellem den relative dækningsgrad af opportunistiske alger på forskellige dybdeintervaller og forklarende variable, hvor observationerne er vægtet med den reciprokke af variansen på de estimerede dækningsgrader. Tabellen viser korrelationskoefficienter (r). Signifikante korrelationer, analyseret ved t-test, er fremhævet med fed skrift.

| Forklarende variable | Dybdeinterval | | | | | |
|----------------------|---------------|---------|---------------|---------|---------|----------------|
| | 0-2 m | 2-4 m | 4-6 m | 6-8 m | 8-10 m | 10-12 m |
| TN tilførsel | -0.4815 | -0.4034 | 0.1330 | -0.1500 | -0.1422 | 0.0102 |
| TP tilførsel | 0.0150 | -0.0585 | 0.3389 | -0.1548 | -0.3743 | -0.4020 |
| Indstråling | -0.0002 | 0.2329 | 0.5598 | -0.0086 | -0.2050 | -0.3396 |
| Vind | -0.4257 | -0.1276 | 0.4687 | 0.0218 | 0.0997 | 0.0790 |
| Saltholdighed | -0.0529 | 0.2401 | 0.2880 | -0.2735 | -0.4459 | -0.4885 |
| Klorofyl | -0.1948 | -0.0063 | 0.5566 | -0.1051 | -0.4039 | -0.4339 |
| DIN | -0.2660 | -0.0531 | 0.4822 | 0.2634 | 0.1694 | 0.2016 |
| DIP | 0.2741 | 0.1832 | 0.4531 | -0.1447 | -0.4614 | -0.5862 |
| TN | -0.3579 | -0.0833 | 0.6526 | 0.1420 | -0.0638 | -0.0990 |
| TP | 0.1395 | 0.0770 | 0.4598 | -0.1974 | -0.5067 | -0.6340 |
| Sigtdybde | 0.1890 | 0.1869 | -0.3517 | 0.1132 | 0.1859 | 0.1852 |



Figur 3.19. Den relative substrat-specifikke dækningsgrad af tråd- og bladformede arter mod saltholdighed. De afbildede punkter repræsenterer område-specifikke værdier med 95% konfidensgrænser for den relative dækning. Relationen er undersøgt med vægtet lineær regression, hvor den reciprokke værdi af variansen på de estimerede dækningsgrader er benyttet som vægt (BLUE – Best Linear Unbiased Estimation).

Kombinationer af flere miljørelaterede forklaringsvariable resulterede ikke i yderligere signifikante faktorer. Saltholdighed forklarede 73% af variationen i andelen af disse alger mellem områder.

År-til-år variationen i andelen af tråd- og bladformede arter udviste ingen systematisk korrelation for de forskellige dybdeintervaller (Tabel 3.7). De enkelte signifikante korrelationer var mere udtryk for tilfældighed som resultat af de mange simultane statistiske test med nogen af de forklarende miljøvariable.

Relativ dækning af enkeltarter

Den lave relative dækning af de udvalgte, flerårige enkeltarter (~1-3,5%) i kombination med en del variation mellem områder betød, at datagrundlaget blev for usikkert til at opstille generelle sammenhænge mellem andelen af enkeltarter og vandkvalitet.

Ovenstående analyser viste, at den samlede dækningsgrad var relateret til sigtddybde og saltholdighed, hvorimod andelen af opportunistiske arter kun var relateret til saltholdighed. Da sigtddybden i modsætning til saltholdighed er afhængig af belastningen fra land (Ærtebjerg et al. 2002), vil vi i det følgende kun bestemme kvalitetskriterier for den samlede algedækning.

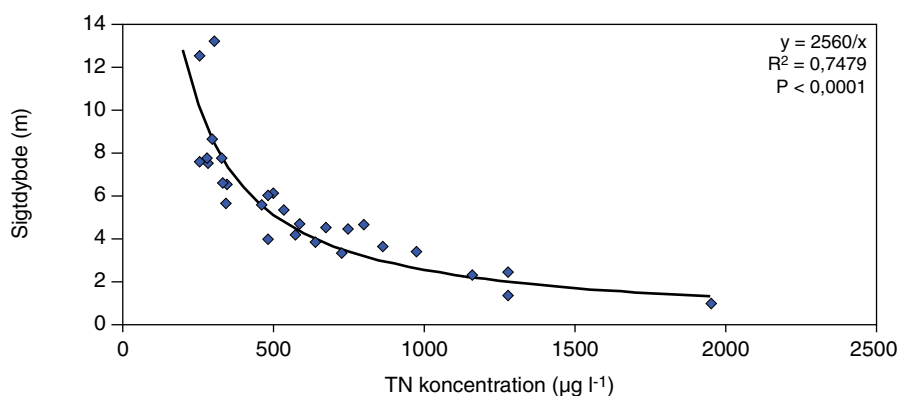
Relation mellem sigtddybde, TN-koncentration og belastning

Sigtddybden udviste et omvendt proportionalt forhold til TN-koncentrationen i vandsøjlen (Figur 3.20) med ca. 75% af den totale variation forklaret udelukkende ved TN. Relationen mellem sigtddybde og de andre næringssaltkoncentrationer (DIN, DIP og TP) resulterede i en væsentlig dårligere model, hvorfor TN vurderedes at være den styrende faktor for sigtddybden.

Modellen for TN-koncentrationen i vandsøjlen forklarede 75% af variationen ud fra en sæsonfordeling, forskelle mellem de forskellige

områder og stationer, og en år-til-år variation bestemt af TN-tilførslen fra land.

Korrelationen til TN-tilførslen kunne ikke bestemmes specifikt for alle de enkelte områder, enten fordi relationen ikke var entydig, eller fordi datamaterialet var for småt. I middel blev TN-koncentrationen ændret med ca. 3% for hver ændring i belastning på 10.000 tons N.



Figur 3.20. Område-specifikke sigt dybder mod middel TN-koncentration i vandet.

3.2.5 Diskussion og konklusion

Vandkvalitetens betydning

Nærings salt- og lysforhold spiller tæt sammen i reguleringen af algernes vækst. Flere studier har vist, at en øget tilgængelighed af nærings salte typisk forskyder balancen mellem primærproducenter ved at fremme vækstraten hos planktonalger i vandsøjlen og hos opportunistiske makroalger, der så opbygger en større biomasse og skygger for de mere langsomtvoksende, flerårige former (fx Duarte 1995, Pedersen 1995, Borum & Sand-Jensen 1996).

Vores undersøgelse bekræfter i nogen grad dette mønster, idet dækningsgraden af det samlede algesamfund var størst i områder med lave koncentrationer af nærings salte og klorofyl og gode lysforhold.

Sigt dybde og TN koncentration var de enkeltparametre, der bedst korrelerede med dækningen. Vi opnåede dog en endnu bedre forklaringskraft med en model, der ud fra sigt dybde, saltholdighed og oplysninger om, hvorvidt stationen lå i Limfjorden eller ej kunne forklare op til 79% af variationen i dækning mellem områder.

Derimod udviste den gennemsnitlige andel af opportunistiske alger ikke nogen sammenhæng med områdernes vandkvalitet – men udelukkende med saltholdigheden. Eftersom andelen af opportunistiske alger faldt mere markant med dybden end dækningen af det samlede algesamfund, var der ellers grund til at tro, at disse alger ville være mere følsomme over for ændringer i lysforhold. Årsagen til, at det ikke forholder sig sådan, kan muligvis være, at en øget belastning dels har en direkte stimulerende effekt på andelen af opportunistiske alger, men på dybere vand samtidig kan have en indirekte negativ effekt, fordi lysforholdene forringes. Disse hypoteser kan imidlertid

ikke bekræftes af dataanalysen. Det kan muligvis spille en rolle, at selvom Steneck og Dethiers funktionelle grupper 1-3 er domineret af alger med opportunistisk vækstform, så indeholder gruppen også arter, som ikke nødvendigvis stimuleres af øget belastning, og som derfor ville tilsløre en generel effekt af belastning på algegrupperne som helhed.

Andelen af de udvalgte enkeltarter af flerårige alger udgjorde et for spinkelt datasæt med for store variationer på landsplan – fx på tværs af saltholdighedsgradienter til at kunne relateres til vandkvaliteten. Dette udelukker dog ikke, at nogle af disse arter i udvalgte områder vil kunne benyttes som indikator, eller at andre arter ville have været et bedre valg.

År-til-år variationen i vandkvalitet kunne ikke forklare variationerne i algesamfundets samlede dækningsprocent eller i andelen af tråd- og bladformede arter gennem undersøgelsesperioden. Spændvidden i de forklarende variable er langt større mellem områder end gennem undersøgelsesperioden, og det er formentlig derfor, at vi bedre kan forklare forskelle i makroalgernes samlede dækningsgrad mellem områder end mellem år. En medvirkende årsag til den manglende tidlige korrelation mellem algevariable og vandkvalitet kan også være, at algesamfundets samlede dækning i de enkelte områder udviser ret forskellig år-til-år variation, og når vi analyserer for en generel tidlig effekt på landsplan, risikerer vi derfor, at forskellene mellem områder udligner hinanden. Da mange af algerne samtidig er flerårige, kan der ligeledes være en afsmittende effekt mellem år.

Endelig kan det også spille en rolle, at makroalgernes samlede dækning ikke faldt markant som funktion af vanddybden. Dette kunne tyde på, at datasættet ned til 12 meters dybde ikke omfatter de vanddybder, hvor lyset for alvor begrænser dækningsgraden, og at indikatoren derfor ikke er specielt følsom over for ændringer i belastningen.

Den relativt store uforklarede variation i algedata bidrager også til at tilsløre eventuelle sammenhænge mellem algedækning og vandkvalitet, og vi vil derfor komme ind på mulige årsager til den store variation i det følgende.

Saltholdighedens betydning

Saltholdigheden viste sig at have stor betydning for forskelle i både makroalgernes samlede dækning og andelen af opportunistiske alger mellem områder. Således kunne variationer i saltholdighed mellem områder alene forklare knap halvdelen af variationen mellem områder i algesamfundets dækning og knap $\frac{3}{4}$ af variationen i andelen af opportunistiske alger. År-til-år variationerne i saltholdighed er langt mindre end variationen i saltholdighed mellem områder, og derfor spillede saltholdigheden ikke nogen signifikant rolle for år-til-år variationer i algedækningen.

En årsag til saltholdighedens positive effekt på algesamfundets samlede dækningsgrad kan være, at langt flere algearter er tilpasset egentlige marine forhold med høj saltholdighed end brakvandsfor-

hold. Antallet af makroalger falder således markant ind gennem Østersøen fra et maksimum på 325 arter i det nordlige Kattegat til <100 arter i den Botniske Bugt (Nielsen et al. 1995). Ved høj saltholdighed er der derfor langt flere arter med flere forskellige livsformer, der kan konkurrere om pladsen. Områderne med høj saltholdighed ligger også tættere på artspuljen af makroalger i Nordsøen og oplever muligvis derfor en større indvandring af arter end de mere brakke områder (Middelboe et al. 1997), ligesom det også ser ud til at være tilfældet for bunddyr (Josefson og Hansen 2003). En større algediversitet burde alt andet lige også give mulighed for en bedre algedækning, da de mange arter skulle kunne udfylde flere nicher.

Saltholdighedens negative effekt på andelen af opportunistiske alger hænger muligvis også sammen med det øgede konkurrencetryk ved høj saltholdighed. Man kunne tro, at saltholdighedseffekten dækkede over en næringssalteffekt, idet indre fjordområder med stor ferskvandstilførsel og dermed lavere saltholdighed også oplever en stor tilførsel af næringssalte. En sådan sammenhæng mellem saltholdighed og næringssaltkoncentration karakteriserer dog ikke dette materiale, fordi fjordeffekten udlignes af en anden gradient i de åbne farvande, idet det brakke Østersøvand er mindre næringsrigt end det salte Nordsøvand.

Den store effekt af saltholdighed på både algesamfundets samlede dækning og andelen af opportunister understreger, at hvis algerne skal bruges som indikatorer for vandkvalitet, så skal kravene til deres dækningsgrad variere fra salte mod mere brakke områder.

Substratets betydning

Analyserne viste, at både algernes samlede dækningsgrad og andelen af opportunistiske alger afhang af substratet. Algerne samlede dækningsgrad steg som funktion af andelen af hård bund, indtil denne var ca. 50%, og samtidig faldt andelen af opportunistiske alger som funktion af andelen af hård bund.

Når mængden af hård bund er begrænset, er algerne altså ikke i stand til at dække stenene så godt, som når der er mere hård bund til stede. Dette gælder, selvom algerne dækningsgrad er vurderet i forhold til den hårde bund. Årsagen kan være, at en begrænset andel hård bund ofte vil være karakteriseret ved mindre stenstørrelser end en større andel hård bund. Mindre sten udgør ikke så stabilt et substrat som større sten. De kan lettere flyttes af bølgeslag, strøm mm., og flerårige alger vil derfor ikke nødvendigvis kunne nå at etablere sig over hele overfladen, før de slides af igen. Tråd- og bladformede alger, som generelt har højere vækstrater, vil derfor have lettere end flerårige alger ved at etablere sig på små sten (Littler & Littler 1984). Det kan være grunden til, at deres andel af algesamfundet er størst, når andelen af hårdt substrat er mindst. Substratets betydning for den samlede algedækning og for sammensætningen af algesamfund er også dokumenteret i Dahl et al. (2001), hvor sammenlignende analyser er gennemført over en årrække på samme lokalitet på store sten i en banke og på ralsten rundt om banken på 4 meters dybde. Flerårige arter forekom kun sparsomt og som unge individer på ralbunden, der helt var domineret af opportuniste som almindelig

vatalge, strengetang, og *Ceramium* arter med relativt lav dækning. Samfundene på de større sten var omvendt domineret af en veludviklet flerlaget vegetation, der primært bestod af flerårige arter med 100% samlet dækning.

Angivelserne af hård bund beror på et dykkerskøn og er derfor forbundet med nogen usikkerhed og har muligvis også varieret i takt med, at definitionen af hård bund er præciseret og skærpet i løbet af overvågningsperioden. Siden 1995 er egnet hård bund defineret som de sten, der ligger stabilt på bunden. Stabiliteten afgøres af dykkeren på baggrund af vegetationssammensætningen på substratet. Konkret betyder det, at dykkeren beskriver artssammensætningen på substrat, der skønnes at være så stabilt, at det tillader vækst af flerårige alger. Ved den seneste revision i 2001 blev kravet yderligere skærpet til, at algeundersøgelser kun skal omfatte lokaliteter, der har mindst 10% egnet hård bund. Der er derfor en risiko for, at data fra starten af overvågningsperioden har inkluderet områder med mindre velegnet hård bund end data fra den sidste del af perioden.

Der har ikke været ressourcer til at gå mere i dybden med denne problemstilling, omend det kunne være relevant at teste den mulige bias i data mht. substratsammensætning. I stedet har vi valgt at tage højde for forskelle i substratdækningen, når man sammenligner algesammensætningen i forskellige områder. Ved at indbygge en substratafhængighed i modellen kunne vi forklare en større del af variationen i data og blev derfor i stand til bedre at relatere algeindikatorerne til ændringer i vandkvalitet.

Andre forklarende variable

Vi havde forventet, at algerne ville dække substratet fuldstændigt på det lave vand og på mellemdybder, hvor der er tilstrækkeligt med lys. På stenrev ser man ofte, at vegetationen dækker stenene fuldstændigt og optræder i 3-4 lag/etager, når den er tættest (Jævnfør s. 40-41 i Dahl et al. 2003). Algesamfundene langs kysterne begrænses sandsynligvis af andre faktorer som fx bølgeeksponering på det helt lave vand, der kan reducere den samlede algedækning. Eksponering kan også påvirke andelen af opportunistiske alger, hvis skrøbelige væv let kan rives løs. Da de opportunistiske alger ydermere er kortlivede og hurtigtvoksende, vil et årligt estimat af deres relative dækningsgrad være behæftet med en del usikkerhed.

Pladskonkurrence med blåmuslinger og søpunge kan også regulere algernes dækning. Konkurrence fra blåmuslinger har vist sig at være en væsentlig strukturerende faktor for algesamfund i Isefjorden (Lundsteen & Dahl in prep.), hvor også almindelig søpung helt kan dække større sten. Effekter af pladskonkurrence mellem algesamfund og blåmuslinger er også iagttaget på stenrev i åbne farvande. På rev i Kattegat har der været tale om enkeltstående hændelser, hvor muslingerne hurtigt er spist bort af søstjerner, men i Østersøen og Bælthavet synes konkurrenceforholdet at være mere permanent. Det er muligt, at samme forhold gør sig gældende i andre kystområder. Invertebraters græsning kan ligeledes påvirke algernes dækning og andelen af opportunister (Geertz-Hansen et al. 1993, Dahl et al. 2003)

De rumlige analyser af algesamfundets samlede dækningsgrad viste en generel positiv effekt af saltholdigheden, men en række områder i Limfjorden faldt uden for denne sammenhæng og havde lavere dækningsgrad, end man skulle forvente ved den pågældende saltholdighed. En mulig forklaring kan være, at Limfjorden er udsat for et intenst muslingefiskeri. Muslingerne fiskes med tunge skraberedskaber, som trækkes hen over bunden uden at skelne mellem vegetation, sten og blåmuslinger. De enkelte limfjordsområder gennemfiskes regelmæssigt, og denne fysiske forstyrrelse kan formodentlig både reducere algernes dækning, ændre balancen mellem flerårig algevegetation og opportunister, og på længere sigt permanent fjerne egnet substrat for algerne.

Endelig kan en del af variationen i datasættet skyldes dykkereffekter. Vi testede for sådanne effekter i dele af datasættet, hvor der eksisterede veldefinerede oversigter over, hvilke dykkere der havde foretaget undersøgelserne. Her fandt vi signifikante dykkereffekter og valgte derfor at udelade det pågældende datasæt af analyserne. De øvrige dele af datasættet kunne ikke umiddelbart testes for dykkereffekter, da der ikke forelå entydige oversigter over dykkerne, men det er meget sandsynligt, at en del variation i data skyldes dykkereffekter og tilslører effekter af ændret vandkvalitet på algeindikatorer. En interkalibrering i 1997 viste, at der var betydelige forskelle i dykkernes vurdering af både algesammensætning og dækningsgrad (Middelboe & Krause-Jensen 1997). Dette førte til, at nye metoder blev testet med hensyn til både reproducerbarhed og præcision og indført i overvågningsprogrammet fra og med 2001 (Krause-Jensen et al. 2001). Det betyder formentlig, at algernes dækningsgrad fremover bliver bestemt mere præcist og reproducerbart.

Det er dog nødvendigt løbende at checke metoderne og oplære nye dykkere i både at bestemme dækningsgrad og artssammensætning samt at vurdere hvilke substratfraktioner, der kan betegnes som stabile. Bestemmelserne kan eksempelvis ensrettes gennem træningsprogrammer på computer, hvor man bestemmer dækningsgrad ud fra fotos af alger fra felten og efter at have givet sit bud kan få oplyst den "rigtige" dækningsgrad. Tilsvarende kan man lave programmer til at træne identifikation af arter. Computer-træning kan dog ikke stå alene, men bør følges op med øvelser i felten.

Algerne som indikatorer for miljøkvalitet

Dækningen af det samlede algesamfund viste en sammenhæng med eutrofiering og kan derfor benyttes som indikator for vandkvalitet. Spørgsmålet er så, hvilken algedækning der karakteriserer en given miljøtilstand. Vi illustrerede gennem et regneeksempel, hvordan man kan relatere et givet belastningsniveau til næringskoncentration, sigtdybde og algedækning.

Selvom algernes dækning er korreleret til vandkvaliteten, er den ikke en følsom indikator. Relationen mellem sigtdybde og dækning er meget variabel; dækningen stiger i gennemsnit kun 4%, når sigtdybden stiger 1 m, og reagerer ikke på de variationer i vandkvalitet, der har fundet sted inden for de seneste 13 år.

Foreløbige analyser af algevegetationens samlede dækning på stenrev i det åbne Kattegat viser en væsentlig større følsomhed end der her dokumenteres for kystvegetationen. På stenrevene afspejles år-til-år variationer i næringsstofbelastningen tydeligt i vegetationsdækningen på de dybvandede undersøgelsesstationer. Disse undersøgelser er gennemført med et minimum af dykkereffekt, da kun et begrænset antal dykkere deltager. Undersøgelserne foregår udelukkende på stabilt substrat og omfatter også registrering af andre biologiske variable (fx muslinger og græssere), der kan påvirke vegetationen.

Det er muligt, at modelestimerne for kystområdernes algevegetation kan forbedres ved at teste hele materialet grundigt igennem for dykkereffekter og evt. koncentrere analyserne om data, der er indsamlet af en begrænset skare af dykkere, der foretager undersøgelserne på ensartet vis. Tilsvarende kan man muligvis mindske variationen i data ved at sortere lokaliteter med begrænset mængde egnet substrat fra. Oplysninger om eksponeringsgrad vil muligvis også kunne bidrage til forklare en del af variationen i algeindikatorer mellem områder.

Det er også muligt at udvide fremtidige analyser til at inddrage andre potentielle algeindikatorer som fx algenes funktionelle diversitet, dvs. diversiteten af de funktionelle formgrupper, eller dominansforholdet mellem de enkelte algearter i samfundene. Enkeltstående undersøgelser af algenes funktionelle diversitet viser et fald i diversiteten som funktion af øget eutrofiering (Middelboe & Sand-Jensen 2000). Tilsvarende tyder indledende undersøgelser af dominansforholdet mellem algearter på, at eutrofierede områder har dominansprægede algesamfund, hvor få arter har høj dækning, og resten af arterne har begrænset dækning, mens mere oligotrofe områder er karakteriseret ved, at arterne forekommer med mere ensartet relativ hyppighed (Middelboe & Sand-Jensen 2003).

Referencer:

Borum J. & Sand-Jensen, K. 1996. Is total primary production in shallow coastal marine waters stimulated by nitrogen loading? *Oikos* 76: 406-410.

Cleveland WS. 1979. Robust locally-weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74, pp. 829-836.

Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. & Larsen, H.S. 2001. Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 352: 130 s. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR352.pdf

Dahl, K., Lundsteen, S. & Helmig, S.A. 2003. Stenrev – havbundens oaser. Miljøbiblioteket 2, Gads forlag. 104 s. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_miljobib/rapporter/MB02.pdf

- Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S.S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.L., Riisgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B. 2001. Marine Områder 2000: Miljøtilstand og udvikling. DMU rapport nr. 375.
- Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. & Larsen, S.E. 2000. Test af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 323. 122 s.
- Josefson, A. & Hansen, J. 2003. Bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde og kystnære farvande – mønstre og regulerende faktorer. I Rasmussen MB, Andersen J. (Eds.) NOVA 2003. Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling. 106 sider. – Faglig rapport fra DMU nr. 467. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Geertz-Hansen, O., Sand-Jensen, K., Hansen, D.F. & Christiansen, A. 1993. Growth and grazing control of abundance of the marine macroalga, *Ulva lactuca* L. in a eutrophic Danish estuary. *Aquat. Bot.* 46: 101-109
- Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L. & Stjernholm, M. 2001. NOVA – Teknisk anvisning for marin overvågning. Kap. 12. Bundvegetation. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Little, M.M. & Little, D.S. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74: 13-34.
- Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Brodersen, K. 1997. Patterns of macroalgal distribution in the Kattegat-Baltic region. *Phycologia* 36: 208-219.
- Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Nielsen, K. & Sand-Jensen, K. 1997. Interkalibrering af bundvegetationsundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 220. Danmarks Miljøundersøgelser. 36 sider.
- Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K. 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39: 245-257
- Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K. 2003. Patterns of species number and abundance in macroalgal communities in coastal waters. *Hydrobiologia* 511: 173-183.
- Morand, P. & Briand, X. 1996. Excessive growth of macroalgae: A symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina* 39: 491-516.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot Fenn* 155: 1-51.

Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.

Pedersen, M. & Snoeijs, P. 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. *Hydrobiol.* 459: 83-102.

Pedersen, M.F. 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: Comparison across plant communities in a Danish estuary (Roskilde Fjord). *Ophelia* 41: 261-272.

Rasmussen, M.B., Andersen, J. (Eds.), Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Axe, P., Druon, J.N., Krause-Jensen, D., Greve, T.M., Petersen, J.K., Hansen, J.W., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Christiansen, T., Ovesen, N.B., Skjøth, C.A., Ellermann, T., Henriksen, P., Markager, S., Dahl, K., Fossing, H., Risgaard-Petersen, N., Larsen, M.M., Pedersen, B., Dahllöf, I., Strand, J., Christensen, P.B. & Conley, D. 2003: NOVA 2003. Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling. 106 sider. – Faglig rapport fra DMU nr. 467. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. *Biometry* (second edition). Freeman, San Francisco.

Steneck, R.S. & Dethiers, M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *OIKOS* 69: 476-498.

Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve, T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O. & Ambelas Skjøth, C. 2002. Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 419 (elektronisk): 94 s. Findes på: http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR419.pdf

3.3 Ålegræs dybdeudbredelse som indikator for økologisk tilstand i kystområder

Af Michael Bo Rasmussen

Formålet med dette arbejde er at teste anvendeligheden af ålegræssets dybdeudbredelse som indikator og fastlægge sammenhængen mellem dybdeudbredelse og eutrofiering. Der vil blive opstillet empiriske modeller med henblik på at forudsige effekter af reduceret næringsrigdom på ålegræssets dybdeudbredelse i følgende udvalgte områder: Limfjorden, Vestlige Østersø, Odense Fjord, Isefjord og Øresund. Der vil blive benyttet både landsdækkende- og stedspecifikke relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet samt historiske opgørelser af dybdegrænsen for hermed at kunne vurdere, hvilke metoder der giver det bedste grundlag for fastsættelse af gunstig bevaringsstatus i udvalgte områder.

3.3.1 Baggrund

En modellering af data fra danske kystområder viser, at ålegræssets dybdegrænse er signifikant positivt korreleret til sigtdybden og signifikant negativt korreleret til kvælstokkoncentrationen (Nielsen et al. 2002). Nielsen's modellering er foretaget på baggrund af rumlige relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet fra 23 forskellige farvandsområder fra 1980-1990. Modellen er velegnet til at beskrive ålegræssets gennemsnitlige dybdegrænse i danske kystområder ved en given sigtdybde eller kvælstofkoncentration, men pga. stor variation i data, kan den ikke give en præcis beskrivelse af dybdegrænsen i specifikke områder.

Spørgsmålet er imidlertid, om det kan lade sig gøre at videreudvikle modellen, så den kan benyttes til at forudsige effekter af reduceret næringsrigdom i specifikke områder. Det store data materiale fra overvågningsprogrammets start i 1989 og frem til i dag giver mulighed for at analysere udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i relation til ændret vandkvalitet i specifikke områder gennem en periode på op til 14 år. På baggrund af de ændringer i vandkvaliteten, der er registreret i denne periode, skulle det være muligt at opstille relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet som en funktion af tiden i udvalgte områder med lange tidsserier af data. Sådanne relationer ville vise, om ålegræssets dybdegrænse reagerer på en reduktion i næringsrigdom inden for en overskuelig tid eller, om der evt. er forsinkelser i ålegræssets respons. Relationerne ville samtidig kunne ekstrapoleres til at give et bud på dybdegrænsen i en situation med lav næringssaltkoncentration og dermed estimere referencetilstand/gunstig bevaringsstatus i specifikke områder.

Den seneste landsdækkende overvågningsrapport har i et tema taget hul på arbejdet med at forbedre modelleringen af ålegræssets dybdegrænse (Greve & Krause-Jensen 2003), og her fortsætter vi analyserne med udgangspunkt i lange tidsserier for udvalgte områder.

3.3.2 Datagrundlag

Analyser af ålegræssets dybdeudbredelse i relation til sigtddybde og næringsrigdom er foretaget på baggrund af det store datamateriale, som er indsamlet under vandmiljøplanernes overvågningsprogrammer og lagret i DMU's marine database MADS (<http://mads.dmu.dk>). Analyserne er foretaget på data fra perioden 1989-2002. Data for ålegræssets dybdegrænse repræsenterer årlige målinger i sommerperioden (maj-september), mens data for vandkvalitet repræsenterer sæsongennemsnit i form af sommer sigtddybde, sommerkoncentration af TN og TP samt vinter (januar-februar) koncentration af NH_4^+ . De valgte fysisk-kemiske variable har under Vandmiljøplanernes Overvågningsprogrammer vist sig at være de bedste til at afspejle vandkvaliteten i de enkelte farvandsområder (Rasmussen et. al 2003).

3.3.3 Analyser

Relationer mellem dybdegrænse og hhv. sigtddybde og næringsrigdom er analyseret vha. simpel lineær regressionsanalyse. Da dybdegrænsen typisk aftager eksponentielt med stigende næringssaltkoncentration (Duarte 1995), blev næringssaltdata ln-transformeret før analyse.

Analyserne er foretaget for en række områder, der udmærkede sig ved dels at have lange tidsserier med koblede dybdegrænse- og vandkvalitetsdata og dels at have historiske opgørelser af dybdegrænsen: Limfjorden, Vestlige Østersø (farvandet øst for Als), Odense Fjord, Isefjord og Øresund. Datasættene fra disse områder er analyseret dels stationsvist og dels områdevist.

Herudover har vi til sammenligning foretaget en samlet analyse af samtlige data fra alle år samt en samlet analyse af data fra samtlige stationer i udvalgte år.

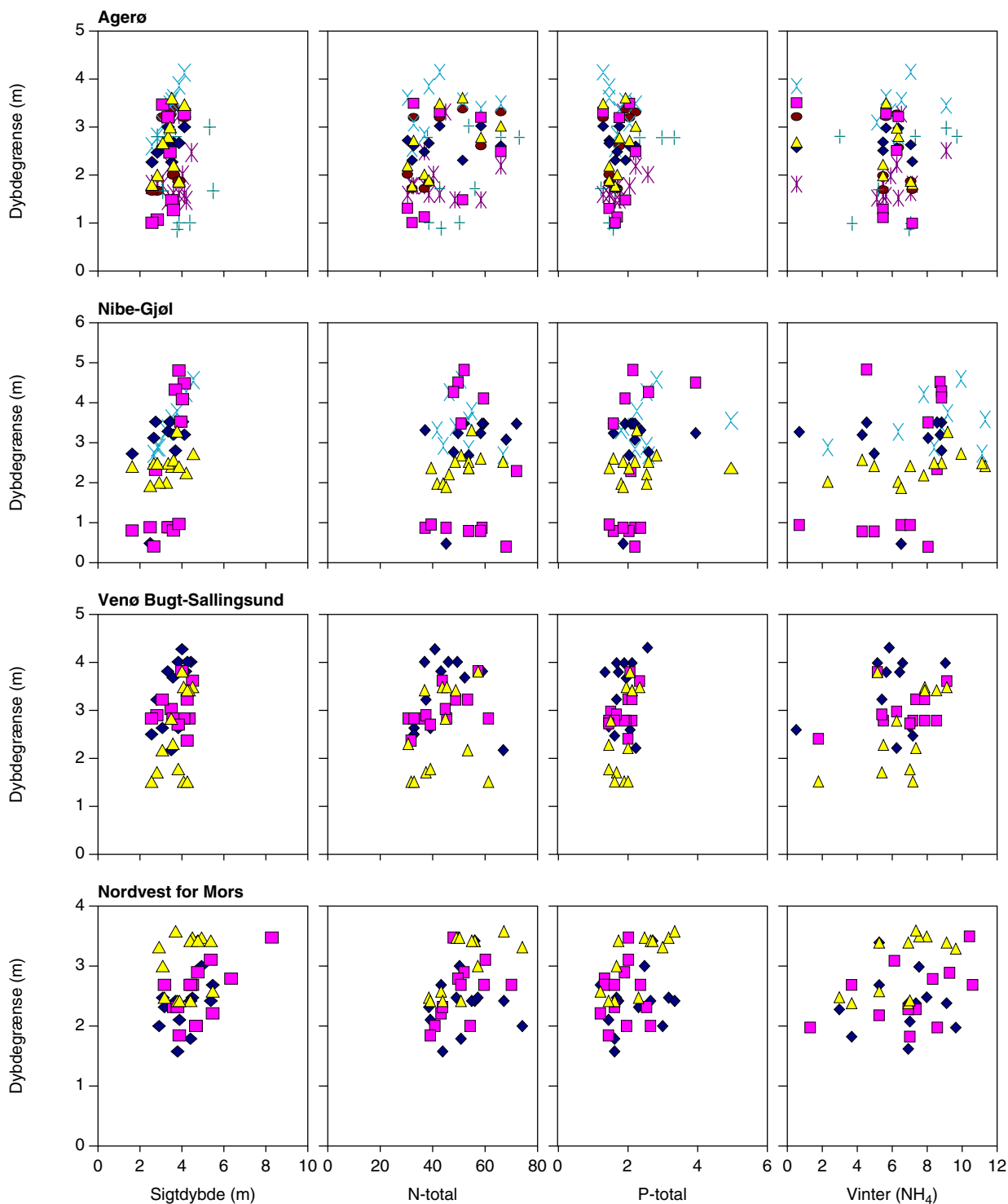
Resultaterne er sammenlignet med den eksisterende landsdækkende modellering af ålegræssets dybdegrænse, som er udarbejdet af Nielsen et al. (2002) og er baseret på resultater fra 162 transekter fra 23 forskellige områder indsamlet under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1988-1990. Sammenligningen er foretaget med henblik på at vise, om den meget store mængde data, der nu er lagret i MADS, kan forbedre de eksisterende modeller dels i form af sted-specifikke relationer og dels i form af mere omfattende landsdækkende relation. Dybdegrænsen ved referencetilstand er estimeret på baggrund af både de område-specifikke og landsdækkende modeller. I disse estimater har vi antaget, at næringsrigdommen i form af Total-N under referencetilstand var $200 \mu\text{g/l}$ for åbne områder og $650 \mu\text{g/l}$ for fjorde og lukkede bugter (baseret på den gennemsnitlige årsmiddeltkoncentrationer af TN i overfladevandet (1989-2002) .

Endelig har vi sammenholdt modellernes bud på referencetilstand med historiske opgørelser af dybdegrænsen i de udvalgte områder. Det historiske datamateriale stammer fra Ostenfeld & Petersens undersøgelser af ålegræssets udbredelse i 1901 (Ostenfeld, 1908) og er suppleret med oplysninger fra (Reinke (1889) Petersen (1983ab og 1900), og Warming (1906) (se kap 3.4).

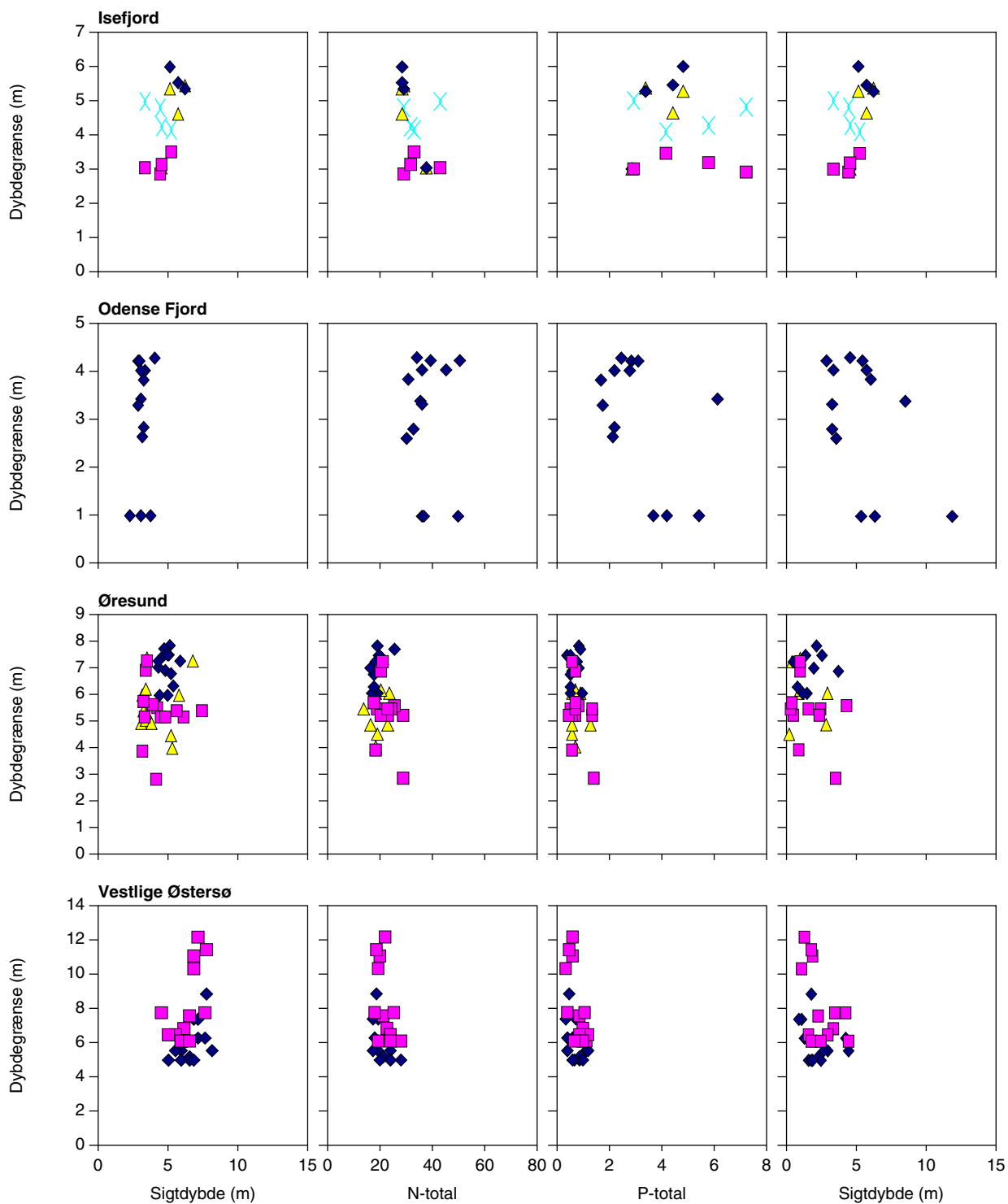
3.3.4 Resultater

Relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet i udvalgte områder

I Figur 3.21 og 3.22 er vist relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet for udvalgte farvandsområder.



Figur 3.21. Relationer mellem dybdegrænse og Total-P (sommer koncentration), Total-N (sommerkoncentration) og NH₄⁺ (vinter-koncentration) i udvalgte områder i Limfjorden. Næringsaltdata ln-transformeret. De enkelte transekter er angivet med hver sin farve.



Figur 3.22. Relationer mellem dybdegrænse og Total-P (sommer koncentration), Total-N (sommerkoncentration) og NH_4^+ (vinter-koncentration) i udvalgte områder. Næringsaltsdata ln-transformeret. De enkelte transekter er angivet med hver sin farve.

På mange stationer i Limfjorden forklarer sigtdybden kun en begrænset del af variationen i dybdegrænsen. Kun på 4 af de 17 stationer forklarer sigtdybden op til 30-40% af variationen, og kun 3 af disse relationer er signifikante (Tabel 3.8). De enkelte delområder af Limfjorden viser ikke nogen signifikant sammenhæng mellem dybdegrænse og sigtdybde, når der foretages en simpel regresionsanalyse på det samlede datamateriale (Tabel 3.8).

Kun på 2 af stationerne er der en signifikant relation mellem dybdegrænsen og TN, hvor TN forklarer 34-49% af variationen. På farvandsområde-niveau er der kun Agerø-området, hvor relationen er signifikant, men relationen er her meget lille ($r^2 = 0,08$).

Relationen mellem TP og dybdegrænsen er kun signifikant på 2 transekter. På disse stationer forklarer TP 48-57% af variationen. Samlet er der både i Agerø-området samt i området nordvest for Mors en signifikant relation, men relation er lille ($r^2 = 0,09-0,13$).

Ud af de 17 stationer er der kun en station, hvor relationen mellem dybdegrænse og vinterkoncentrationen af NH_4^+ er signifikant. Samlet kan det konkluderes, at for delområderne i Limfjorden er der kun en meget ringe relation mellem dybdegrænsen og koncentrationen af næringsstoffer - ikke kun på stationsniveau, men også, når man ser på relationen områdevis.

Både i Odense Fjord og Øresund er dybdegrænsen hverken koblet til sigtddybde eller næringsrigdom. Det må derfor være andre forhold, der regulerer dybdegrænsen i disse områder.

I Isefjord forklarer sigtddybden generelt en stor del (44-79%) af variationen i dybdegrænse på de enkelte transekter, selvom relationerne dog ikke er signifikante, hvilket sandsynligvis skyldes, at tidsserien her er relativ kort ($n=4$). Betragter man forholdet mellem dybdegrænse og sigtddybde i Isefjord for alle transekter samlet, er relationen dog signifikant. Koncentrationen af N forklarer ligeledes en ganske stor del af variationen i dybdegrænse på de enkelte stationer. Men relationen er på de fleste stationer heller ikke her signifikant.

På enkelte stationer i den vestlige Østersø, ud for Als, forklarer variationer i sigtddybden 13-36%. Variationen i næringsrigdom forklarer også en betragtelig del af variationen i dybdegrænse.

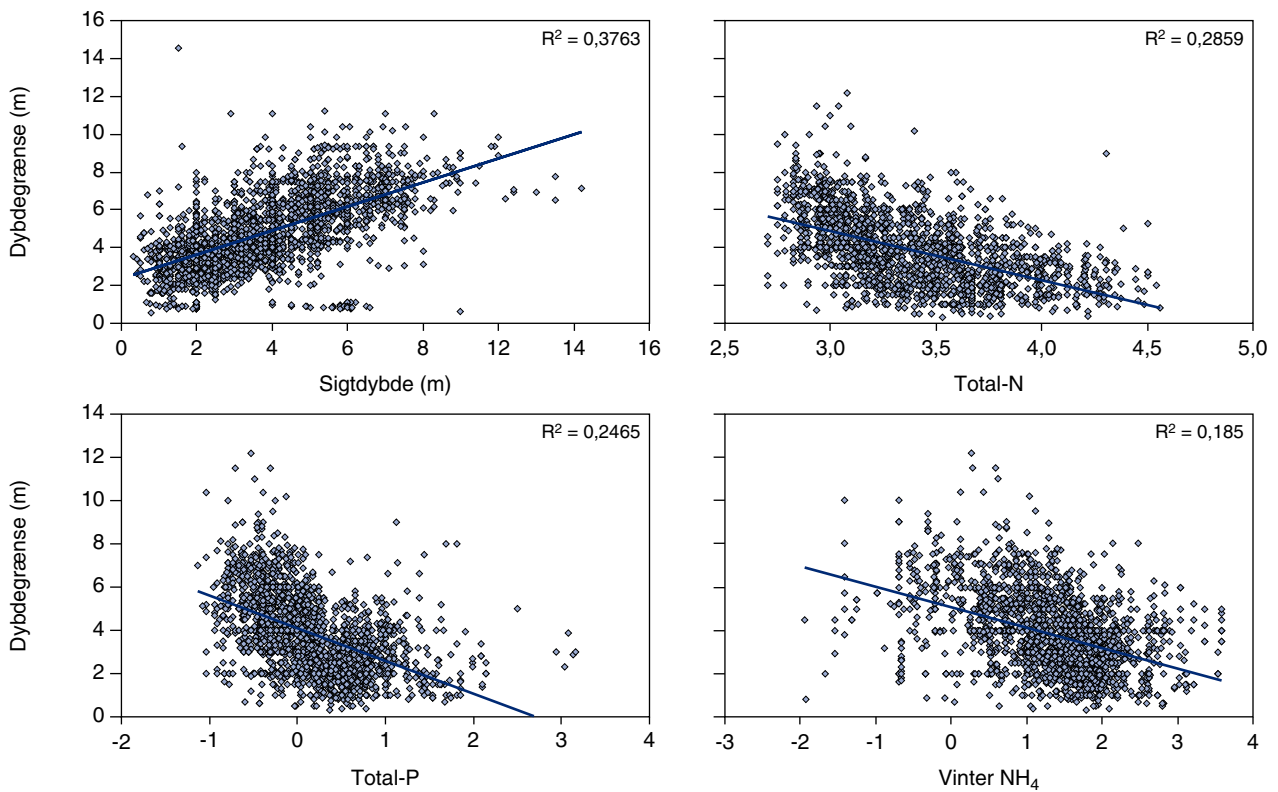
Analyser man relationerne mellem dybdegrænse og sigtddybde samt næringsrigdom er der en tendens til, at dybdegrænsen er bedst relateret til sigtddybden, hvor der er en stor variation mellem de enkelte års sigtddybder. Det samme synes at være tilfældet, hvor der har været en stor variation mellem næringsrigdommene fra år til år. Områdernes fysiske udformning synes også at spille en rolle, idet de bedste relationer forekommer i områder, hvor bunden skråner jævnt mod større vanddybder, og hvor vandudskiftningen er god som fx i området ud for Als.

Tabel 3.8. Lineær regressionsanalyse mellem ålegræssets dybdegrænse og henholdsvis sommersigttybden, sommerkoncentrationen af TN og TP samt vinterkoncentrationen af NH_4^+ . Data fra MADS 1989-2002. De grå felter angiver, at relationen er signifikant for $P=0,05$.

| Område | Dybdegr/Sigt | | Dybdegr/N-total | | Dybdegr/P-total | | Dybdegr/v-NH4 | |
|-------------------------|----------------|-------------|-----------------|-------------|-----------------|-------------|----------------|-------------|
| | r ² | Signifikans | r ² | Signifikans | r ² | Signifikans | r ² | Signifikans |
| Limfjorden | | | | | | | | |
| Agerø-området | | | | | | | | |
| DMU0121 | 0.3436 | 0.0972 | 0.0586 | 0.5302 | 0.1640 | 0.2796 | 0.0054 | 0.8623 |
| DMU0122 | 0.1022 | 0.4018 | 0.1315 | 0.3375 | 0.0486 | 0.5689 | 0.2650 | 0.1917 |
| DMU0123 | 0.2762 | 0.1462 | 0.3710 | 0.0817 | 0.0734 | 0.4808 | 0.0334 | 0.665 |
| DMU0125 | 0.1754 | 0.2619 | 0.0017 | 0.9157 | 0.0301 | 0.6555 | 0.0364 | 0.651 |
| DMU0130 | 0.0432 | 0.5171 | 0.0114 | 0.7416 | 0.2178 | 0.1262 | 0.0294 | 0.5941 |
| DMU0143 | 0.1745 | 0.2632 | 0.3325 | 0.1041 | 0.2563 | 0.1643 | 0.1981 | 0.2691 |
| DMU0147 | 0.0090 | 0.8085 | 0.2392 | 0.1815 | 0.4832 | 0.0376 | 0.0505 | 0.5927 |
| Samlet | 0.0039 | 0.6179 | 0.0750 | 0.026 | 0.0882 | 0.0155 | 0.0338 | 0.1595 |
| Nibe-Gjøl | | | | | | | | |
| DMU0137 | 0.2232 | 0.1209 | 0.1195 | 0.271 | 0.0100 | 0.7576 | 0.0054 | 0.8304 |
| DMU0138 | 0.3888 | 0.0228 | 0.0006 | 0.9352 | 0.1735 | 0.1568 | 0.1295 | 0.2505 |
| DMU0139 | 0.1130 | 0.2615 | 0.3033 | 0.0511 | 0.0074 | 0.7796 | 0.1879 | 0.139 |
| DMU0140 | 0.2561 | 0.1645 | 0.0137 | 0.7642 | 0.0229 | 0.6975 | 0.0155 | 0.7492 |
| Samlet | 0.1918 | 0.5078 | 0.024 | 0.2984 | 0.0440 | 0.1571 | 0.0393 | 0.1915 |
| Venø Bugt - Sallingsund | | | | | | | | |
| DMU0115 | 0.3985 | 0.0207 | 0.0372 | 0.5281 | 0.0359 | 0.5353 | 0.0840 | 0.361 |
| DMU0128 | 0.0207 | 0.6387 | 0.3397 | 0.0366 | 0.2188 | 0.107 | 0.1683 | 0.1853 |
| DMU0129 | 0.2923 | 0.0564 | 0.1192 | 0.248 | 0.2963 | 0.0544 | 0.2240 | 0.1201 |
| Samlet | 0.1349 | 0.0214 | 0.0820 | 0.0771 | 0.0910 | 0.062 | 0.0686 | 0.1229 |
| Nordvest for Mors | | | | | | | | |
| DMU0114 | 0.2169 | 0.1087 | 0.0111 | 0.7318 | 0.0847 | 0.3348 | 0.0000 | 0.9839 |
| DMU0131 | 0.0371 | 0.5285 | 0.4898 | 0.0077 | 0.5740 | 0.0027 | 0.3597 | 0.0393 |
| DMU0133 | 0.3800 | 0.0249 | 0.0758 | 0.3627 | 0.0016 | 0.8962 | 0.1593 | 0.1987 |
| Samlet | 0.1027 | 0.0467 | 0.0663 | 0.0622 | 0.1316 | 0.0232 | 0.0855 | 0.0836 |
| Andre fjorde | | | | | | | | |
| Odense Fjord | | | | | | | | |
| DMU0013 | 0.0358 | 0.5357 | 0.0020 | 0.8842 | 0.2349 | 0.0932 | 0.1897 | 0.1369 |
| Isefjord | | | | | | | | |
| '1003 | 0.4398 | 0.3368 | 0.9697 | 0.0153 | 0.6612 | 0.1869 | 0.7791 | 0.1173 |
| '1006 | 0.5276 | 0.2736 | 0.0300 | 0.9451 | 0.4769 | 0.3094 | 0.0665 | 0.7421 |
| '1014 | 0.6018 | 0.2242 | 0.8661 | 0.0694 | 0.3384 | 0.4182 | 0.4423 | 0.335 |
| '1016 | 0.7875 | 0.1126 | 0.2008 | 0.5519 | 0.2200 | 0.531 | 0.0448 | 0.7883 |
| Samlet | 0.2722 | 0.0382 | 0.2732 | 0.0378 | 0.0379 | 0.47 | 0.0051 | 0.7923 |
| Øresund | | | | | | | | |
| TR_1 | 0.0073 | 0.7815 | 0.3096 | 0.0603 | 0.0134 | 0.7203 | 0.0817 | 0.4558 |
| TR_7 | 0.0053 | 0.8132 | 0.1316 | 0.2232 | 0.1021 | 0.2872 | 0.0737 | 0.4193 |
| TR_8 | 0.0124 | 0.7171 | 0.0563 | 0.509 | 0.0152 | 0.7348 | 0.0007 | 0.9491 |
| Samlet | 0.0329 | 0.2695 | 0.0400 | 0.2491 | 0.0682 | 0.1298 | 0.0000 | 0.9859 |
| Vestlige Østersø | | | | | | | | |
| DMU0239 | 0.2160 | 0.094 | 0.2493 | 0.0691 | 0.1784 | 0.1324 | 0.0957 | 0.2819 |
| DMU0238 | 0.3590 | 0.0305 | 0.2306 | 0.0968 | 0.4267 | 0.0155 | 0.3551 | 0.0316 |
| Samlet | 0.1274 | 0.0676 | 0.0924 | 0.1232 | 0.1715 | 0.0318 | 0.1169 | 0.0809 |

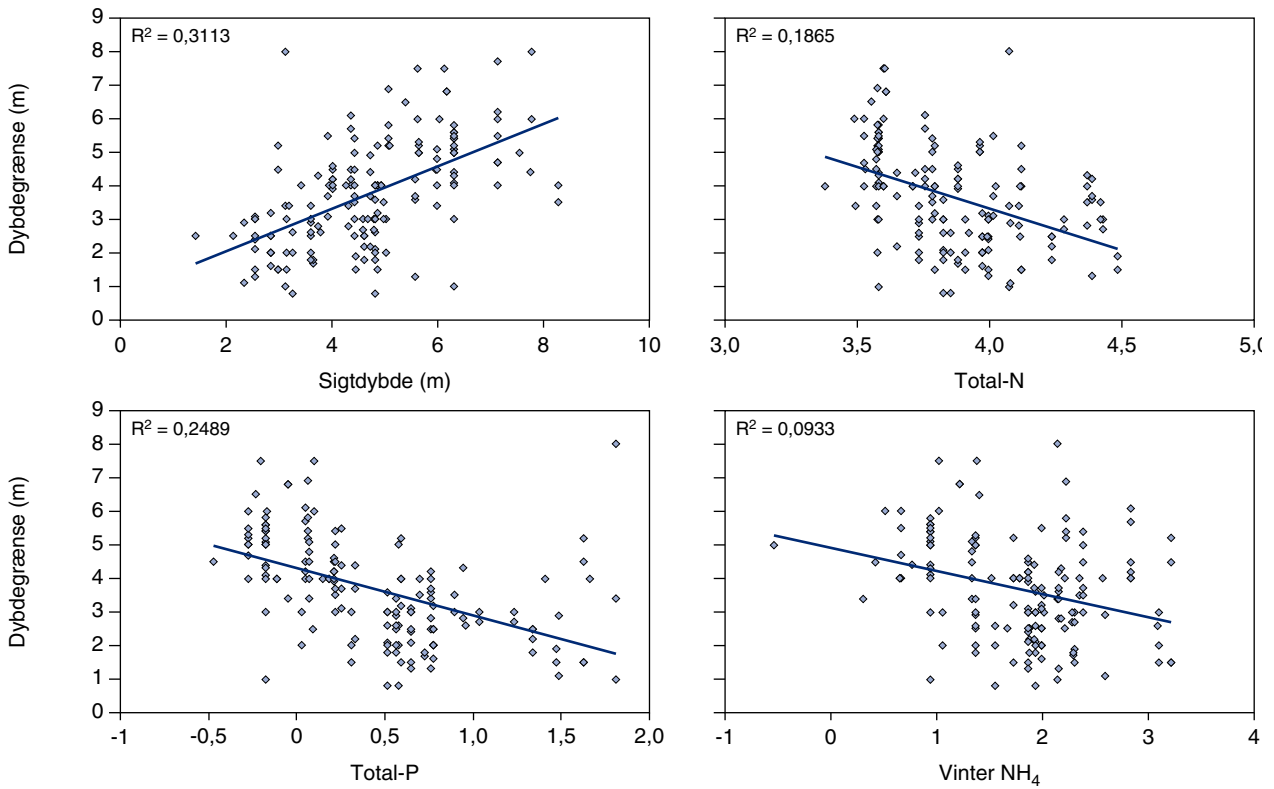
Relationer mellem dybdegrænse og vandkvalitet på landsniveau

Ved at anvende alle de data, der findes i MADS-databasen fra perioden 1989-2002 (n=2484), får man således et samlet billede af den rumlige og tidlige variation. Der er en signifikant positiv korrelation mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtddybde ($r^2=0,38$ $p=0,05$) samt en negativ korrelation mellem koncentrationen af kvælstof om sommeren og dybdegrænsen ($r^2=0,29$ $p=0,05$) samt koncentrationen af fosfor om sommeren og dybdegrænsen ($r^2=0,25$ $p=0,05$). Derimod er korrelationen mindre mellem dybdegrænsen og vinterkoncentrationen af ammonium ($r^2=0,19$ $p=0,05$) (Figur 3.23).

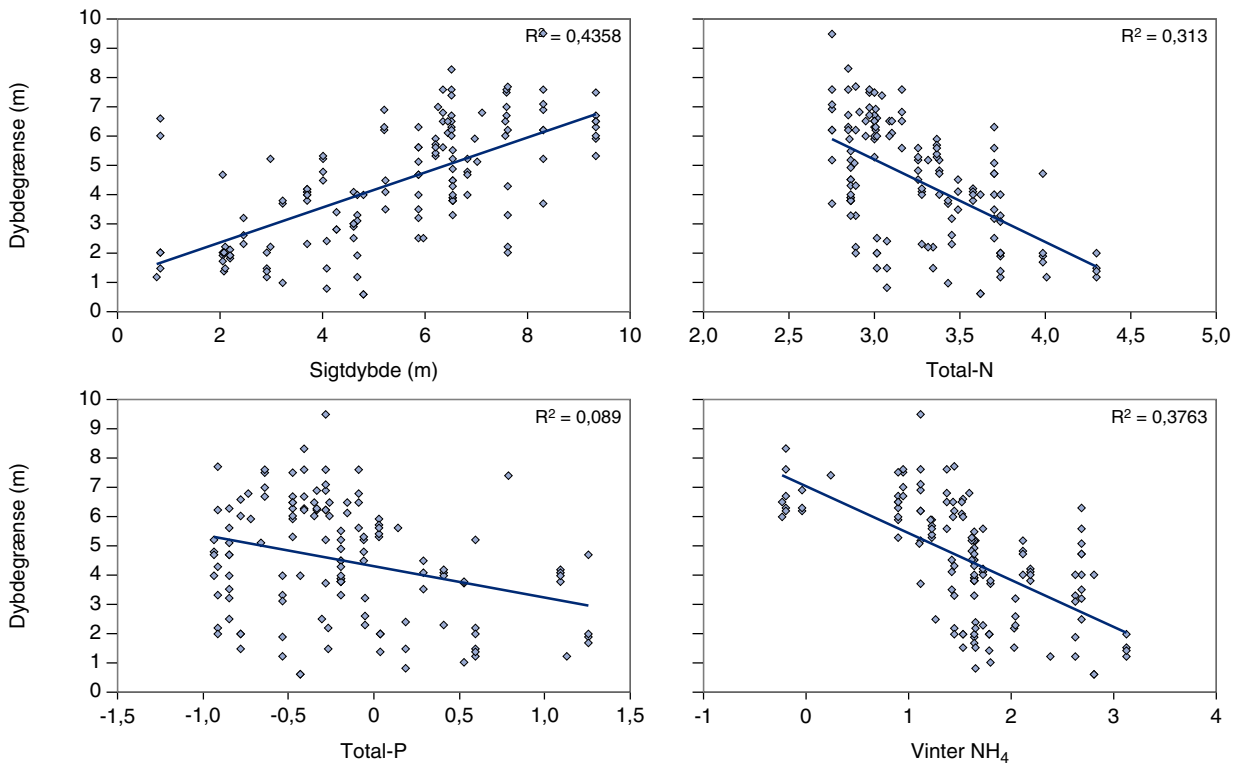


Figur 3.23. Sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sommertdybde samt sommerkoncentrationen af Total-N μM (ln-transformeret) og Total-P μM (ln trnsf.) samt vinterkoncentrationen af ammonium μmol (ln-transformeret). Data fra MADS i perioden 1989-2002, baseret på 2484 datasæt.

Der er lavet en analyse af den rumlige variation ved at udvælge data fra to udvalgte år (1990 og 2000). Der er for begge år en positiv signifikant korrelation mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtdybde samt en negativ korrelation mellem koncentrationen af kvælstof om sommeren og dybdegrænsen samt koncentrationen af fosfor om sommeren og dybdegrænsen og mellem dybdegrænsen og vinterkoncentrationen af ammonium (Figur 3.24 og 3.25). I 1990 synes ålegræssets dybdegrænse i højre grad at være korreleret med koncentrationen af fosfor end i 2000, hvor dybdegrænsen bedst er korreleret til sommerkoncentrationen af TN og vinterkoncentrationen af NH_4^+ .



Figur 3.24. Sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sommersigtdybde samt sommerkoncentrationen af Total-N (ln-transformeret) og Total-P (ln-transformeret) samt vinterkoncentrationen af ammonium (ln-transformeret). Data fra MADS i 1990.



Figur 3.25. Sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sommer sigtdybde samt sommerkoncentrationen af Total-N (ln-transformeret) og Total-P (ln-transformeret) samt vinterkoncentrationen af ammonium (ln-transformeret). Data fra MADS i 2000.

3.3.5 Diskussion

I størstedelen af de udvalgte transekter og områder er der generelt en dårlig korrelation mellem ålegræssets dybdeudbredelse og sigtddybden/næringsrigdommen på den nærmeste vandkemistation, og det er derfor ikke umiddelbart muligt at opstille sted/transekt- eller farvandsområde-specifikke modeller. Hovedårsagen hertil er formentlig, at der kun er begrænset variation i de forklarende variabler gennem den undersøgte periode. I flere områder varierer sigtddybden således kun ca. 1 m og koncentrationen af T-N og T-P 1 $\mu\text{mol/l}$ gennem perioden. Det er også muligt, at ålegræsset reagerer med forsinkelse på ændringer i vandkvaliteten, selvom der øjensynligt ikke er tale om en forudsigelig forsinkelseeffekt (se Greve & Krause-Jensen 2003). Hvis en eutrofieringsproces skaber større ændringer i økosystemet i form af fx mere ustabil sediment efter reduktioner i vegetationsdækket, så kan disse ændringer fastholde en uønsket tilstand og forsinke en tilbagevenden til den oprindelige situation, også selvom belastningen reduceres (Duarte 1995, Scheffer et al. 2001). Desuden er det muligt, at de benyttede vandkemistationer ikke repræsenterer vandkvaliteten på samtlige vegetationstransekter, idet vandkemistationerne ofte er placeret langt fra kysten, centralt i fjordene, hvor forholdene kan være anderledes end i den bevoksede zone. En anden årsag kan være, at de enkelte transekter ikke er repræsentative for større områder, idet der forekommer stor rumlig variation. Endelig kan der være andre faktorer, som indvirker på ålegræssets dybdegrænse såsom eksponeringsforhold, iltsvind m.m.

Nielsen et al. (2002) fandt, at sigtddybden kunne forklare omkring 60% af variationen i ålegræssets dybdegrænse, samt at koncentrationen af TN kunne forklare ca. 55% af variationen i dybdegrænsen. Vi har ikke ved at inddrage flere data eller ved at opsplitte datasættet i en rumlig variation kunnet forbedre Nielsens model. Generelt har vi heller ikke ved at benytte transekt- eller områdespecifikke relationer mellem dybdegrænse og sigtddybde og dybdegrænse og næringsrigdom kunnet forbedre modellen. En undtagelse er dog nogle af stationerne i Isefjord, hvor relationerne er større end i Nielsens model.

Generelt giver modellerne en mindre dybdegrænse end de historiske data, hvilket kan skyldes, at referencekoncentrationerne for TN kan være overestimeret. En anden mulighed er, at det at vende tilbage til en referencedybdegrænse ikke er en lineær reversibel proces, men kræver, at fx koncentrationen af TN bliver reduceret mere end referencekoncentrationen.

På baggrund af de foreliggende analyser kan det konkluderes, at der ved fastlæggelse af referencetilstanden i udvalgte områder ikke opnås en bedre præcision ved anvendelse af transekt- eller områdespecifikke modeller. I forhold til den empiriske model mellem dybdegrænsen og TN-koncentrationen, som er beskrevet af Nielsen et al. (2002), opnås der heller ikke en bedre præcision ved anvendelse af de landsdækkende modeller. Generelt synes modellerne at give en mindre dybdeudbredelse af ålegræs end de dybdeudbredelser, der er angivet i de historiske data.

3.3.6 Sammenfatning

Undersøgelse af bl.a. Nielsen et al. (2002) har vist, at ålegræssets dybdegrænse reagerer på ændringer i vandkvalitet, idet dybdegrænsen stiger som funktion af stigende sigtddybde og faldende koncentration af TN. Forskelle i sigtddybde kan forklare omkring 60% variationen i ålegræssets dybdegrænse i danske farvande. Ålegræssets dybdegrænse er dermed blandt de biologiske parametre, der viser den bedst dokumenterede sammenhæng med eutrofiering i marine områder. De opstillede rumlige og tidslige modeller er velegnede til at beskrive generelle sammenhænge mellem ålegræs og vandkvalitet og til at forudsige den gennemsnitlige dybdegrænse ved en given næringsrigdom eller et givet lysniveau. Men modellerne kan ikke forudsige dybdegrænsen på den enkelte lokalitet præcist. Der er flere eksempler på, at modellerne ikke slår til. Selvom der gennem de seneste år har været tendens til bedre sigtddybde i de danske kystvande, er der ikke tegn på, at ålegræsset vokser dybere, tværtimod er dybdegrænsen i fjordene reduceret. Tilsvarende viser mange transekter heller ikke tydelige tidsmæssige sammenhænge mellem ændringer i vandkvalitet og dybdegrænse.

Når man benytter modellerne som grundlag for fastsættelse af gunstig bevaringsstatus, skal man derfor være opmærksom på, at estimatet er behæftet med usikkerhed, og at de faktiske dybdegrænser vil variere fra lokalitet til lokalitet. Feltundersøgelser kan evt. bidrage til at belyse, om lokale forhold som eksempelvis iltsvind begrænser dybdegrænsen i det enkelte område.

Referencer:

- Duarte, M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112.
- Greve, T., Krause-Jensen, D. & Nielsen, K. 2003. Klassificering ud fra ålegræssets dybdegrænse. I. Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektivprojekt, Fase II, Faglig rapport fra DMU nr.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.
- Ostenfeld, C.H. 1908. Aalegræssets (*Zostera marinas*) Vækstforhold og Udbredelse i vore Farvande. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske Biologiske Station XVI.
- Petersen, C.G.J. 1893a. Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning III. 1892.: 26-36. København, Centraltrykkeriet. (p. 28)
- Petersen, C.G.J. 1993b. Den videnskabelige udbytte af Kanonbåden Hauchs togter i de danske farvande indefor Skagen i aarene 1883-1886. København 499 p. (p. 437).

Petersen, C.G.J. 1900. Trawlinger i Skagerak og det nordlige Kattegat i 1887 og 98. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. IX. 1899. 56p. København, centraltrykkeriet. (p.32)

Rasmussen, M.B., Andersen, J. (Eds.), Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Axe, P., Druon, J.-N., Krause-Jensen, D., Greve, T.M., Petersen, J.K., Hansen, J.W., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Christiansen, T., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Ellermann, T., Henriksen, P., Markager, S., Dahl, K., Fossing, H., Risgaard-Petersen, N., Larsen, M.M., Pedersen, B., Dahllöf, I., Strand, J., Christensen, P.B. & Conley, D. 2003: Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 467. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Reinke, J. 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie, Kiel: Schmidt & Klaunig. 101 pages

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* vol 413. p 591-596.

Warming, Eug. 1906. Dansk plantevækst. I. Strandvegetation. Kap 12. s. 183-198.

3.4 Scenarier for klassifikation af kystvande vha. ålegræssets dybdegrænse

Af Dorte Krause-Jensen

3.4.1 Indledning

Ålegræssets dybdegrænse er en velegnet indikator i henhold til Habitat- og Vandrammedirektivet, fordi den både reagerer på menneskelig påvirkning og har en rimeligt veldefineret referencetilstand. Samtidig er ålegræs relevant for økosystemet, vidt udbredt, og dybdegrænsen er forholdsvis enkel at måle. Disse forhold er uddybet i det følgende:

Respons på menneskelig påvirkning: Gennem det 20. århundrede er der sket store reduktioner i udbredelsen af ålegræs og andre havgræsser verden over i takt med øget menneskelig påvirkning af kystområderne (Short & Wyllie-Escheverria 1996, Green & Short 2003).

Det er især vandets klarhed, der regulerer havgræssets dybdeudbredelse. Eksempelvis viser data fra danske kystområder, at ålegræssets dybdegrænse er signifikant positivt korreleret til sigtddybden (Nielsen et al. 2002a, Greve & Krause-Jensen 2005). Da sigtddybden i vid udstrækning er styret af vandets kvælstofkoncentration (Nielsen et al. 2002b), er ålegræssets dybdegrænse også signifikant negativt korreleret til kvælstofkoncentration (Nielsen et al. 2002a).

Veldefineret referencetilstand: Der findes et stort historisk materiale om ålegræssets dybdeudbredelse i danske kystområder omkring år 1900 (Reinke 1889, Petersen 1893ab og 1900, Ostenfeld 1908), som kan bruges til at definere referencetilstanden.

Relevans for økosystemet: Ålegræsset spiller en vigtig rolle i kystnære økosystemer, idet planten kan opbygge stor biomasse, være meget produktiv og medvirke til at regulere næringsstoftransporten fra land til vand. Ålegræsbede er samtidig opvækstområder for fisk og bunddyr, levested for mange epifytiske arter og medvirker til at stabilisere havbunden (Hemminga & Duarte 2000).

Stort udbredelsesområde: Ålegræs er vidt udbredt i lavvandede kystområder i hele den nordlige tempererede zone.

Målbarhed: Ålegræssets dybdegrænse er en forholdsvis enkel parameter at måle. Gennem dykkerundersøgelser kan man foretage præcise opgørelser af dybdegrænsen og fastlægge både dybdegrænsen for sammenhængende bevoksninger og dybdegrænsen for enkeltskud.

Ålegræssets dybdegrænse har dog den svaghed som indikator, at også andre forhold end vandets klarhed påvirker den. Disse forhold er ikke beskrevet fuldt ud (se kap. 3.3.), men nye undersøgelser tyder på, at eksempelvis iltsvind og eksponering for sulfid kan slå ålegræs ihjel. Dette aspekt bør undersøges nærmere, og hvis muligt indarbejdes i fremtidige modeller, således at de vil kunne forudsige dybde-

grænsen i de enkelte områder mere præcist end de eksisterende modeller giver mulighed for.

Tidligere analyser har vist, at det er muligt at fastlægge referencetilstanden og opstille et klassifikationssystem for ålegræssets dybdegrænse i danske fjord- og kystområder (Greve et al. 2005, Krause-Jensen et al. 2005). De tidligere analyser blev gennemført på baggrund af et første udkast til en typeinddeling af danske kystområder (Nielsen et al. 2001). Da typeinddelingen i mellemtiden er blevet revideret, er der behov for at foretage en vurdering af referencetilstanden for ålegræssets dybdegrænse i de nye typeområder.

3.4.2 Metoder

Beregning af referencetilstand ud fra historiske data

For at fastlægge grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand for ålegræssets dybdegrænse, er det nødvendigt først at definere referencetilstanden for dybdegrænsen.

Det er muligt at definere referencetilstanden ud fra et stort historisk datamateriale fra omkring år 1900, som repræsenterer en lang række danske kystområder. Størstedelen af det historiske materiale stammer fra Ostenfeld & Petersens undersøgelser af ålegræssets udbredelse i 1901 (Ostenfeld, 1908). Herudover findes der mere sparsomme oplysninger fra undersøgelser foretaget af Reinke (1889), Petersen (1893ab og 1900) og Warming (1906). De historiske undersøgelser blev foretaget ved skrab fra et skib. Ved Ostenfelds undersøgelser blev der oftest benyttet et dræg, fremstillet ved at beslå et blylod med lange søm, men hvor bunden var særlig fast, blev der anvendt en skraber med tænder. De historiske dybdegrænser repræsenterer derfor et minimumestimat af dybdegrænsen. Det kan ikke udelukkes, at ålegræs også har forekommet på lidt større dybder.

De historiske data repræsenterer 2 typer opgørelser: 1) Detaljerede opgørelser af dybdegrænsen på en lang række stationer/lokaliteter, som i det følgende er benyttet til at fastlægge referencetilstanden i typeområder. 2) Grovere opgørelser af dybdegrænsen i farvandsafsnit, som her er benyttet til at fastlægge referencetilstanden i de pågældende farvandsafsnit. De to typer opgørelser og analyser er beskrevet i større detalje herunder:

Data på stations/lokalitets-niveau

Ostenfeld (1908) har beskrevet forekomsten af ålegræs i ekspeditionens enkelte skrab med angivelse af station og dybde. Den største dybde på hver station, hvor et skrab indeholdt ålegræs, kan betragtes som et minimumestimat af dybdegrænsen på stationen. Da ålegræsset i nogle fjorde voksede over hele bunden omkring år 1900, kan datasættet indeholde stationer, hvor dybdegrænsen blev bestemt af fjordens maksimale dybde snarere end af vandets klarhed. Analyserne udelader de stationer (i alt 12), hvor det dybeste skrab repræsenterede vanddybder <2 m, idet det er usandsynligt, at disse skrab har repræsenteret en lysbetinget dybdegrænse, og skrabene har formentlig heller ikke repræsenteret disse områders maksimale dybde. Desuden er et enkelt datasæt udeladt, hvor der blev fundet lidt brunt

ålegræs på 22 m dybde, idet der er stor sandsynlighed for, at dette skrab blot repræsenterede løstliggende ålegræs. Herefter omfattede datasættet 154 historiske observationer af dybdegrænser på stationsniveau, som blev inddelt efter typeområde i henhold den nye typologi for fjorde og åbenvandsområder (se afsnittet om typologi).

For hvert typeområde blev gennemsnittet og standardafvigelsen af alle observationer beregnet. Derudover er spændvidden i datasættet beregnet som 25-75% fraktilerne, 10-90% fraktilerne og min-max værdierne. Referencetilstanden eller "høj miljøtilstand" i de enkelte typeområder er her beskrevet som $\geq 90\%$ fraktilen af historiske data fra det pågældende typeområde. Dvs. grænsen mellem høj og god miljøtilstand ligger ved 90% fraktilen af referencedatasættet.

Forskelle mellem typeområdernes middel-dybdegrænser er testet ved envejsvariansanalyse (ANOVA) og suppleret med den non-parametriske Kruskal-Wallis test, da kravene om normalfordeling af data og homogene varianser ikke var opfyldt for alle typeområder hverken på utransformerede eller ln-transformerede datasæt.

Data på farvandsniveau

Baseret på resultaterne af de enkelte skrab foretog Ostfeldt (1908) en overordnet vurdering af ålegræssets dybdegrænse i en række farvandsområder (fx Kattegat, Lillebælt og Smålandshavet). Tilsvarende har Petersen (1893ab og 1900), Warming (1906) og Reinke (1889) vurderet ålegræssets dybdegrænse i udvalgte farvandsområder og karakteriseret den ved en enkelt værdi. Referencetilstanden eller "høj økologisk status" er her defineret som det interval af dybdegrænser, der udgør $>90\%$ af denne værdi. Dvs. grænsen mellem høj og god tilstand ligger ved 90% af den historiske dybdegrænse.

Modellering af referencetilstand

Som supplement til vurderingen af referencetilstand ud fra historiske data er referencetilstanden også beregnet vha. en empirisk model (Nielsen et al. 2002a). Modellen beregner den gennemsnitlige dybdeudbredelse af ålegræs (Z_c) ud fra koncentrationen af total-kvælstof (TN) under referencetilstand:

$$\ln Z_c = 6,039 - 0,755 \ln TN$$

Koncentrationen af TN under referencetilstand er områdeafhængig og afhænger også af hvilken historisk periode, man definerer som referenceperiode. Den empiriske modellering giver ikke mulighed for at estimere referencetilstanden i enkeltområder, men kan give et bud på den gennemsnitlige dybdegrænse ved en given kvælstofkoncentration.

Klassifikation af god/moderat miljøtilstand

Klassifikationen af miljøkvalitet ud fra ålegræssets dybdegrænse er illustreret ved 3 eksempler, som benytter forskellig afgrænsning mellem god og moderat miljøtilstand – nemlig 15%, 20% og 25% af referencetilstandens nedre grænse. Disse procentsatser skal således definere grænsen mellem en svag afvigelse fra reference tilstand sva-

rende til en god økologisk tilstand og en mindre afvigelse fra referencetilstand svarende til en moderat økologisk tilstand.

Den dybdegrænse, der definerer grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand under de 3 scenarier, er beregnet for hvert typeområde og hvert farvandsområde.

3.4.3 Resultater

Referencetilstand og klassifikation i typeområder

Ostenfelds undersøgelser på stationsniveau repræsenterer 5 af fjordtyperne og to af åbenvandstyperne i den nye typologi (Tabel 3.10). Blandt fjordtyperne er det især de polyhaline typer P3 og P4, der har mange historiske observationer. De polyhaline typer P1 og P2 er kun repræsenteret ved hver 1 observation, og den mesohaline fjordtype M2 kun ved 4 observationer. Hele 68 af Ostenfelds observationer repræsenterer åbenvandstypen OW2 og 49 observationer repræsenterer typen OW3.

I denne reviderede analyse af ålegræssets dybdegrænse under referencetilstand er der flere data for havområder og færre data for fjordområder end i den foregående analyse, baseret på den 'gamle' typologi (Greve et al. 2005). Det hænger sammen med, at den nye typologi henregner områder som fx Fakse Bugt og Sejerø Bugt til åbenvandsområder, mens den gamle typologi henregnede disse områder til fjorde. Det samme gælder Smålandsfarvandet og det Sydfynske Øhav samt en række mindre sunde som Guldborg Sund og Bøgestrømmen.

Middelværdien af observationerne varierer fra 4,8 m i typeområde P4 til 7,7 m i område M2 og OW2. De 5 typeområder, som er repræsenteret ved mere end 1 observation, udviser generelt en stor spændvidde i dybdegrænser (Tabel 3.9). Alligevel er der signifikante forskelle mellem typeområdernes gennemsnitlige dybdegrænser (ANOVA & Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). Det er ikke bare fjordtypernes dybdegrænser, der adskiller sig fra havtypernes. Der er også signifikante forskelle inden for fjordtyperne og inden for havtyperne (Kruskal – Wallis test, $p < 0.001$).

Tabel 3.9. Historiske observationer af ålegræssets dybdegrænse (m) (Ostenfeld 1908). Observationerne repræsenterer 154 stationer, og er inddelt efter typologi (se kapitel 2), hvorefter gennemsnit, standardafvigelse og fraktiler er beregnet. n: antal observationer.

| Typeområde | Gns. | SD | 10% | 25% | 75% | 90% | min-max | n |
|-----------------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|----------|----|
| <i>Fjordtyper</i> | | | | | | | | |
| - M2 | 7,7 | 1,0 | 6,7 | 7,1 | 8,3 | 8,6 | 6,4-8,7 | 4 |
| - P1 | 7,3 | | | | | | | 1 |
| - P2 | 5,5 | | | | | | | 1 |
| - P3 | 6,7 | 2,1 | 4,1 | 5,5 | 8,2 | 9,2 | 2,4-9,2 | 16 |
| - P4 | 4,8 | 1,1 | 3,7 | 3,9 | 5,5 | 6,4 | 3,0-6,4 | 15 |
| <i>Åbenvandstyper</i> | | | | | | | | |
| - OW2 | 7,7 | 1,8 | 5,5 | 5,9 | 9,2 | 9,7 | 3,7-11,0 | 68 |
| - OW3 | 6,5 | 2,4 | 3,7 | 4,6 | 8,2 | 9,2 | 2,1-11,0 | 49 |

Hvis ålegræssets dybdegrænse under referencetilstand eller høj økologisk status mindst skal svare til 90% fraktilen af de historiske data, så varierer reference-dybdegrænsen fra 6,4 m i typeområde P4 til 9,7 m i typeområde OW2.

Grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand, som samtidig definerer grænsen for, om Vandmiljøplanens krav er opfyldt eller ej, er fastlagt i 3 scenarier (Tabel 3.10): I det mest restriktive scenarium ligger grænsen ved 15% af referencetilstanden og varierer fra en dybdegrænse på 5,4 m i typeområde P4 til 8,2 m i typeområde OW2. I det andet scenarium ligger grænsen ved 20% af referencetilstanden og varierer fra en dybdegrænse på 5,1 m i typeområde P4 til 7,8 m i typeområde OW2. I det sidste scenarium ligger grænsen ved 25% af referencetilstanden og varierer fra 4,8 m i P4 til 7,3 m i OW2.

Tabel 3.10. Tre eksempler på fastlæggelse af grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand baseret på dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse. Grænserne er defineret i % af referencetilstanden, som er fastlagt som 90% fraktilen af historiske data inden for de enkelte typeområder.

| Typeområde | Grænse mellem god og moderat tilstand | | |
|-----------------------|---------------------------------------|------------|------------|
| | 15% af ref. | 20% af ref | 25% af ref |
| <i>Fjordtyper</i> | | | |
| - M2 | 7,3 | 6,9 | 6,5 |
| - P3 | 7,8 | 7,4 | 6,9 |
| - P4 | 5,4 | 5,1 | 4,8 |
| <i>Åbenvandstyper</i> | | | |
| - OW2 | 8,2 | 7,8 | 7,3 |
| - OW3 | 7,8 | 7,4 | 6,9 |

Referencetilstand og klassifikation i farvandsområder

Ud fra de historiske undersøgelser kan man også opstille referencetilstanden for farvandsområder. Ostenfeld fandt, at ålegræssets dybdegrænse varierede fra et niveau på 4-5,5 m i fjordene til knap 11 m i det nordlige Kattegat omkring år 1900 (Tabel 3.10). Dvs. ålegræsset voksede markant dybere i åbne kystområder end i fjordene.

Reinke (1889), Petersen (1889ab og 1900) og Warming (1906) undersøgte ligeledes ålegræssets dybdegrænse i samme periode og fandt generelt lidt dybere forekomster end Ostenfeld. Ostenfeld kommenterede selv denne forskel og vurderede, at Reinke, Petersen og Warmings estimater beroede på mindre nøjagtige dybdelodninger, idet de fleste af undersøgelserne blev gennemført i zoologisk- eller fiskeriøjemed, hvor dybden ikke havde den store betydning. Ostenfeld understregede, at han gjorde særdeles omhyggelige observationer af dybdegrænsen i Kattegat og kom til det resultat, at 6 favne kurven (~11 m) aldrig blev nået eller overskredet af voksende ålegræs.

Det lyder derfor sandsynligt, at Ostenfelds opgørelser af dybdegrænsen i Kattegat og Lillebælt er de mest nøjagtige. Reinkes undersøgelser fra det sydlige Lillebælt til Kielerbugt havde også fokus på vegetationen, og man kan ikke udelukke, at ålegræsset faktisk voksede dybere her end længere mod nord. Det forekommer dog usandsynligt, at ålegræssets dybdegrænse i den nordlige Lillebælt var ca. 8,5 m, mens dybdegrænsen fra det sydlige Lillebælt og sydover kunne være op til 17 m i omtrent samme periode. I denne analyse benytter

vi derfor samme referencetilstand for det sønderjyske område som for Kattegat (Tabel 3.11).

Når man antager, at dybdegrænsen under referencetilstand eller høj økologisk tilstand svarer til 90-100% af den historiske dybdegrænse, så svarer det til dybdegrænser spændende fra 3,3 m i Bøgestrømmen, 5 m i de fleste fjorde og op til til ca. 9,5 m i Kattegat (Tabel 3.11).

Grænsen mellem god og moderat tilstand i farvandsområderne varierer under det mest restriktive scenarium (15% af referenceværdien) fra 2,8 m i Bøgestrømmen og 4,3 m i Limfjorden til 8,1 m i Kattegat og den vestlige Østersø. I 20% scenariet varierer grænsen fra 2,6 m i Bøgestrømmen og 4,0 m i Limfjorden til 7,6 m i Kattegat. Endelig varierer grænsen i 25% scenariet fra 2,6 m i Bøgestrømmen og 3,8 m i Limfjorden til 7,1 m i Kattegat og den vestlige Østersø (Tabel 3.12).

Tabel 3.11. Ålegræssets dybdegrænse i danske farvandsområder omkring år 1900.

| Område | Dybdegr. (m) | År, Reference |
|--|---------------------------------|--|
| Limfjorden | 5,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Kattegat (Ålborg Bugt) | knap 11 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Storebælt og Langelandsbælt | 10,4 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Lillebælt | 8,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Farvandet mellem Samsø og Jylland | 9,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Smålandshavet (åbne del) | 8,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Øresund og Sjællands nordkyst | 8,5-9,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Østersøen (Fakse Bugt) | 7,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Østersøen (ud for Falster) | 10,4 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Mindre sunde og fjorde, fx Guldborgsund og Fæmø Sund | 5,5 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Bøgestrømmen | 3,7 | ~1900, Ostenfeld 1908 |
| Lillebælt | 7,3-9,2 (11) | Sidst i 19. årh., Petersen 1893a |
| Kattegat | 11-12,8 | Sidst i 19. årh., Petersen 1893b, 1900 |
| Kattegat og Lillebælt | 10-14 | ~1900, Warming 1906 |
| Vestlige Østersø (Sydlige Lillebælt-Kielerbugt) | 17 (sandbund) 10 (blød bund) | Sidst i 19. årh. Reinke 1889 |

Tabel 3.12. Tre eksempler på fastlæggelse af grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand baseret på dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse. Grænserne er defineret i % af referencetilstanden (Ref. dg), som er fastlagt som 90% af den historiske opgørelse af dybdegrænsen inden for de enkelte farvandsområder. For den Vestlige Østersø har vi dog skønnet, at referencedybdegrænsen svarer til Kattegats.

| Farvandsområde (Typologi er angivet i parentes) | Ref. dg. (m) | Grænse: god/moderat tilstand | | |
|---|--------------------|---------------------------------|-----|-----|
| | | (% af referencegrænse) | | |
| | | 15% | 20% | 25% |
| Limfjorden (P4) | >5,0 | 4,3 | 4,0 | 3,8 |
| Kattegat, Ålborg Bugt (OW2) | >9,5 | 8,1 | 7,6 | 7,1 |
| Storebælt og Langelandsbælt (N: OW2, S: OW3) | >9,4 | 8,0 | 7,5 | 7,1 |
| Lillebælt (OW3) | >7,7 | 6,5 | 6,2 | 5,8 |
| Farvandet mellem Samsø og Jylland (OW2) | >8,6 | 7,3 | 6,9 | 6,5 |
| Smålandshavet - åbne del (OW3) | >7,7 | 6,5 | 6,2 | 5,8 |
| Øresund og Sjællands nordkyst (OW2) | >7,7 | 6,5 | 6,2 | 5,8 |
| Østersøen, Fakse Bugt (OW3) | >6,7 | 5,7 | 5,4 | 5 |
| Østersøen ud for Falster (OW3) | >9,4 | 8,0 | 7,5 | 7,1 |
| Mindre sunde og fjorde, fx Guldborgsund og Femø Sund (OW3 + diverse fjordtyper) | >5,0 | 4,3 | 4,0 | 3,8 |
| Bøgestrømmen (OW3) | >3,3 | 2,8 | 2,6 | 2,5 |
| Vestlige Østersø (Sydlige Lillebælt-Kielerbugt) (OW3) | >9,5* | 8,1 | 7,6 | 7,1 |

Modellering af referencetilstand

Som referencekoncentration for TN kan man eksempelvis benytte niveauer på 650-800 $\mu\text{g N l}^{-1}$ i indre fjordafsnit og 200-300 $\mu\text{g N l}^{-1}$ i de mere åbne dele af fjordene og langs de åbne kyster (Conley et al. 2000, Nielsen et al. 2003). Ved disse reference-TN niveauer forudsiger modellen dybdegrænser i intervallet 2,8-3,2 m i indre fjordafsnit og 5,7-7,7 m i de mere åbne områder. Disse forudsigelser ligger inden for spændvidden af de historiske dybdegrænser, men når ikke op på de maksimale historiske dybdegrænser. Ifølge modellen ville det kræve en TN-koncentration på 124 $\mu\text{g N l}^{-1}$ at opnå en dybdegrænse på 11 m, som Ostenfeld observerede i det nordlige Kattegat.

3.4.4 Diskussion

Analyserne viser, at det er muligt at fastsætte referenceforhold for ålegræssets dybdegrænse ud fra historiske ålegræsundersøgelser. Man kan efterfølgende vurdere, hvilken afvigelse fra referencetilstanden der skal definere grænsen mellem god og moderat tilstand/grænsen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus. Vores regneeksempler viser, at fastsættelsen af grænsen mellem god og moderat tilstand mht. ålegræssets dybdegrænse afhænger af flere forhold.

Dels er det afgørende, om man beskriver referenceforhold og klassifikation for typeområder, for lokaliteter/stationer eller for farvandsområder. Dels er det afgørende, hvilke kriterier man sætter for refe-

renceniveauet (fx 90% fraktilen af historiske data inden for et typeområde), og dels er det afgørende, hvilken afvigelse fra referenceniveauet man vil tillade (fx 15, 20 eller 25%).

Overvejelser omkring inddeling i typeområder/farvandsområder

Typeområder udviste generelt en stor variation i historiske dybdegrænser. Når man fastsætter en fælles referencetilstand som >90 fraktilen af denne sværm af observationer, så repræsenterer det den dybest mulige forekomst af ålegræs, når vækstbetingelserne er optimale inden for et givet typeområde. Det siger sig selv, at denne referencetilstand vil være mere repræsentativ for nogle lokaliteter end for andre. Områder, der for 100 år siden havde en begrænset dybdeudbredelse, ville være bedre tjent med, at referencetilstanden blev defineret ud fra et lavere niveau.

Det gælder fx lavvandede lokaliteter, hvis vanddybde er mindre end den dybdegrænse for ålegræs, der kræves for at opnå en høj eller god status. I sådanne tilfælde vil det være meningsløst at måle lokalitetens økologiske status ud fra typeområdets referenceniveau. Som eksempel kan man tage Bøgestrømmen, som hører til typeområdet OW3. Bøgestrømmen havde en dybdegrænse på 3,7 m i år 1900, men for at opnå god status i typeområdet OW3 skal dybdegrænsen være 6,9 m i det mest moderate scenarium og 7,8 m i det mest restriktive scenarium. Begge dele er meningsløst.

Kun typeområdet M2 udviste en begrænset variation i data, og det skyldes nok, at de 4 observationer, der hører til denne typologi alle stammer fra Smålandsfarvandet eller Det sydfynske Øhav, og dermed repræsenterer et begrænset udvalg af lokaliteter. En medvirkende årsag til den store variation i historiske dybdegrænser, som mange af de øvrige typeområder udviste, kan være, at ålegræsset i nogle fjorde voksede over hele bunden, således at dybdegrænsen blev bestemt af fjordens maksimale dybde snarere end af vandets klarhed.

På baggrund af resultaterne kan man konkludere, at det er mest hensigtsmæssigt at benytte referenceværdier for ålegræssets dybdegrænse for de enkelte lokaliteter/stationer eller evt. farvandsområder (se Tabel 3.12), når sådanne informationer er til rådighed frem for at benytte typespecifikke referenceværdier.

Hvis man alligevel vælger at opstille referencebetingelser for typeområder, så er det afgørende, at man gradbøjer kravene alt efter områdernes vanddybde og bundforhold:

- Hvis områdets maksimaldybde er mindre end den dybde, der kræves for at opnå en god miljøtilstand, så må man i stedet stille det krav, at ålegræsset skal forekomme ud til den maksimale dybde.
- Samme overvejelser gælder, hvis ålegræssets dybdegrænse i et område er begrænset af en stejl rende (fx en sejlrende), hvor ålegræs ikke kan gro.
- Ålegræs vokser i områder med blød eller blandet bund. I områder med stenkyster eller klippekyster som omkring Bornholm giver det derfor ikke mening at stille krav til ålegræssets dybdeudbredelse.

- Allerede i slutningen af år 1900 observerede Reinke (1889), at ålegræsset voksede dybere på sandbund end på blød bund. Dette udsagn er ikke testet i nutidige undersøgelser, men det lyder plausibelt, da en sandet bund reflekterer lyset bedre og samtidig er mindre udsat for iltsvind end en blød, organisk rig bund. I områder med blød bund kan det derfor være nødvendigt at acceptere lavere dybdegrænser end i områder med sandbund.

Scenarier for god og moderat tilstand

Dette arbejde har skitseret 3 scenarier for grænsen mellem god og moderat miljøtilstand, nemlig 15, 20 og 25% af referenceværdien. Konsekvensen af de 3 scenarier for grænsen mellem god og moderat tilstand er herunder eksemplificeret for 2 forskellige farvandsområder, nemlig Limfjorden og Øresund. Eksemplerne tager udgangspunkt i de farvandsspecifikke referenceniveauer, der er defineret i Tabel 3.13.

Limfjorden

For 100 år siden var ålegræssets hovedudbredelse i Limfjorden ca. 5,5 m, og referencetilstanden eller høj økologisk status er defineret ved dybdegrænser i intervallet 5-5,5 m (Tabel 3.13). Spørgsmålet er så, om man skal tillade en afvigelse på 15, 20 eller 25% fra dette niveau som grænsen mellem god og moderat tilstand.

I 1970'erne og 1980'erne var dybdegrænsen ca. 3 m (Limfjordsovervågningen 1998). Gennem overvågningsperioden er den maksimale dybdegrænse reduceret fra ca. 3 m i gennemsnit i 1989 til ca. 1,8 m i gennemsnit i 2002 - det laveste niveau siden overvågningsprogrammets start (Limfjordsovervågningen 2003). Ålegræssets hovedudbredelse er lavere endnu, ca. 1,6 m (Limfjordsovervågningen 1998). Reduktionen i dybdegrænse er korreleret med en reduktion i sigtdybde, men det intense muslingefiskeri i Limfjorden også kan muligvis også spille en rolle.

I de skitserede scenarier ligger grænsen mellem god og moderat tilstand ved en dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse på 4,3 m i det mest restriktive scenarium, mens den i det mest liberale eksempel ligger på 3,8 m. Dvs. uanset hvilket scenarium, man benytter, vil Limfjordens nuværende tilstand ikke kunne betegnes som acceptabel, når man anvender ålegræssets dybdegrænse som indikator.

Øresund

I Øresund var dybdegrænsen for 100 år siden ca. 8,5-9,5 m, og referencetilstanden er defineret ved dybdegrænser >7,7 m (Tabel 3.13). I det mest restriktive scenarium ligger grænsen mellem god og moderat tilstand ved en dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse på 6,5 m og i det mest liberale eksempel ved en dybdegrænse på 5,8 m.

I dag ligger dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse ved ca. 6 m dybde, mens den maksimale dybdegrænse ligger ved ca. 7 m dybde (Frederiksborg amt m. fl. 2003).

Under det restriktive scenarium opfylder ålegræssets dybdegrænse dermed ikke helt betingelserne for god tilstand, men under det libe-

rale scenarium viser ålegræssets dybdegrænse, at Øresund for denne indikator har en god økologisk tilstand.

Vurdering af målopfyldelse

Når man skal vurdere, om et givet mål for ålegræssets dybdegrænse er opfyldt, skal man være opmærksom på, at historiske undersøgelser af ålegræssets dybdegrænse er opgjort fra båd og er derfor minimumestimer for, hvor dybt ålegræsset voksede. Det er derfor rimeligt at betragte de historiske opgørelser/referenceværdier som mål for ålegræssets hovedudbredelsesdybde.

Samtidig er det derfor vigtigt at vurdere målopfyldelsen ud fra aktuelle opgørelser af hovedudbredelse og ikke ud fra opgørelser af maksimal udbredelsesdybde. Under det nationale overvågningsprogram opgør dykkere i dag ålegræssets dækningsgrad langs dybdegradienter samt ålegræssets maksimale dybdegrænse. Ud fra opgørelserne af dækningsgrad langs dybdegradienter er det muligt at identificere ålegræssets hovedudbredelsesdybde som eksempelvis den største dybde med mindst 5% dækning. Det er denne hovedudbredelsesdybde, der skal indgå i vurderingen af målopfyldelse.

3.4.5 Konklusion

Sammenfattende illustrerer dette delprojekt, at ålegræssets dybdegrænse udmærket kan benyttes som indikator for vandkvalitet under Vandrammedirektivet/Habitatdirektivet. Brugen af typeområder kan dog være problematisk, og det kan anbefales at benytte lokalitetsspecifikke oplysninger om referenceforhold i den udstrækning, sådanne er til rådighed. Når man benytter historiske opgørelser af ålegræssets dybdegrænse til at fastsætte referencetilstand og klassifikationskriterier, skal man være opmærksom på, at de historiske opgørelser repræsenterer ålegræssets hovedudbredelsesdybde. Når man skal vurdere, om målet er opfyldt i dag, er det derfor vigtigt at vurdere målopfyldelsen ud fra aktuelle opgørelser af hovedudbredelse og ikke ud fra opgørelser af maksimal udbredelsesdybde.

Referencer:

Andersen, J.H., Clarke, A., Conley, D.J., Dahllöf, I., Greve, T.M, Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Nielsen, K. & Reuss, N. 2005: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektivprojekt, Fase IIIa. Danmarks Miljøundersøgelser. 48 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 530.

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

Duarte, M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112.

Greve, T.M. & Krause-Jensen, D. 2005. Predictive modelling of eelgrass (*Zostera marina*) depth limits. *Marine Biology*. In press. Available online.

Hemminga, M.A. & Duarte, C.M. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.

- Krause-Jensen, D., Greve, T.M. & Nielsen, K. 2005. Eelgrass as a bio-indicator under the Water Framework Directive. *Water Resources Management* 19: 63-75. .
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002a. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002b. Phytoplankton, nutrients and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 5: 930-937.
- Ostenfeld, C.H. 1908. Aalegræssets (*Zostera marinas*) Vækstforhold og Udbredelse i vore Farvande. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske Biologiske Station XVI.
- Petersen, C.G.J. 1893a. Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning III. 1892.: 26-36. København, Centraltrykkeriet. (p. 28)
- Petersen, C.G.J. 1993b. Den videnskabelige udbytte af Kanonbåden Hauchs togter i de danske farvande indefor Skagen i aarene 1883-1886. København 499 p. (p. 437)
- Petersen, C.G.J. 1900. Trawlinger i Skagerak og det nordlige Kattegat i 1887 og 98. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. IX. 1899. 56p. København, centraltrykkeriet. (p.32)
- Rasmussen, M.B., Andersen, J (Eds.), Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Axe, P., Druon, J.-N., Krause-Jensen, D., Greve, T.M., Petersen, J.K., Hansen, J.W., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Christiansen, T., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Ellermann, T., Henriksen, P., Markager, S., Dahl, K., Fossing, H., Risgaard-Petersen, N., Larsen, M.M., Pedersen, B., Dahllöf, I., Strand, J., Christensen, P.B. & Conley, D. 2003: Marine områder2002 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 467. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Reinke, J. 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie, Kiel: Schmidt & Klaunig. 101 pages
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* vol 413. p 591-596.
- Warming, Eug. 1906. Dansk plantevækst. I. Strandvegetation. Kap 12. s. 183-198.

4. Bundfauna

Af Alf Josefson og Jens Kjerulf Petersen

Bundfauna er en responsvariabel, der ofte er brugt som indikator på miljøforandringer. Det er for eksempel kendt, at bundfaunaens biomasse i danske fjorde kan respondere positivt på øget tilførsel af næringssalte, når iltforholdene ellers ikke er ugunstige (Josefson & Rasmussen 2000). I det følgende er præsenteret en analyse af gamle data med henblik på at opstille scenarier mellem presfaktoren eutrofiering og responsvariablen bundfauna. Data fra Limfjorden og Ringkøbing Fjord er anvendt som to "case stories". Limfjorden repræsenterer naturtypen "lavvandede bugte og vige", og Ringkøbing Fjord er henregnet som naturtypen "kystlagune". Disse områder er valgt, fordi der foreligger historiske data med god areal dækning. I Limfjorden forekommer andre marine naturtyper som fx stenrev, men naturtypen "lavvandede bugte og vige" udgør den arealmæssigt dominerende naturtyper i de udpegede habitatområder og det er primært fra denne naturtype, vi har tilgængelige bundfaunadata.

4.1 Limfjorden

Limfjorden er et lavvandet estuarint system med koblede bassiner (bredninger), der har kontakt med Kattegat i øst og Nordsøen i vest. Saltholdigheden er for nærværende relativt høj sammenlignet med mange andre danske fjorde og habitatområder. I starten af 1800-tallet overgik systemet fra en mere fersk tilstand til den nuværende saline tilstand. Hoveddelen af vandudskiftningen sker nu fra Nordsøen, og opholdstiden er i størrelsesordenen nogle måneder. Området har siden forhistorisk tid været udnyttet af mennesket til forskellige former af fiskeri. Blandt andet har der forekommet og forekommer et stort muslingefiskeri. Begrundet i et betydende fiskeri efter bundlevende fisk blev der i starten af forrige århundrede igangsat kvantitative undersøgelser af fiskeføde i form af bunddyr. Undersøgelserne blev foretaget fra den Danske Biologiske Station over en årrække fra ca. 1910. De almindelige dyrs antal og vægt per arealenhed blev dokumenteret i 11 forskellige bredninger og vige (Jensen 1919). Kvantitative årlige målinger af biomasse og tæthed af bunddyr er genoptaget i de to seneste årtier i forbindelse med nationale overvågningsprogrammer som NOVA, dog med et mindre omfattende stationsnet (NOVA).

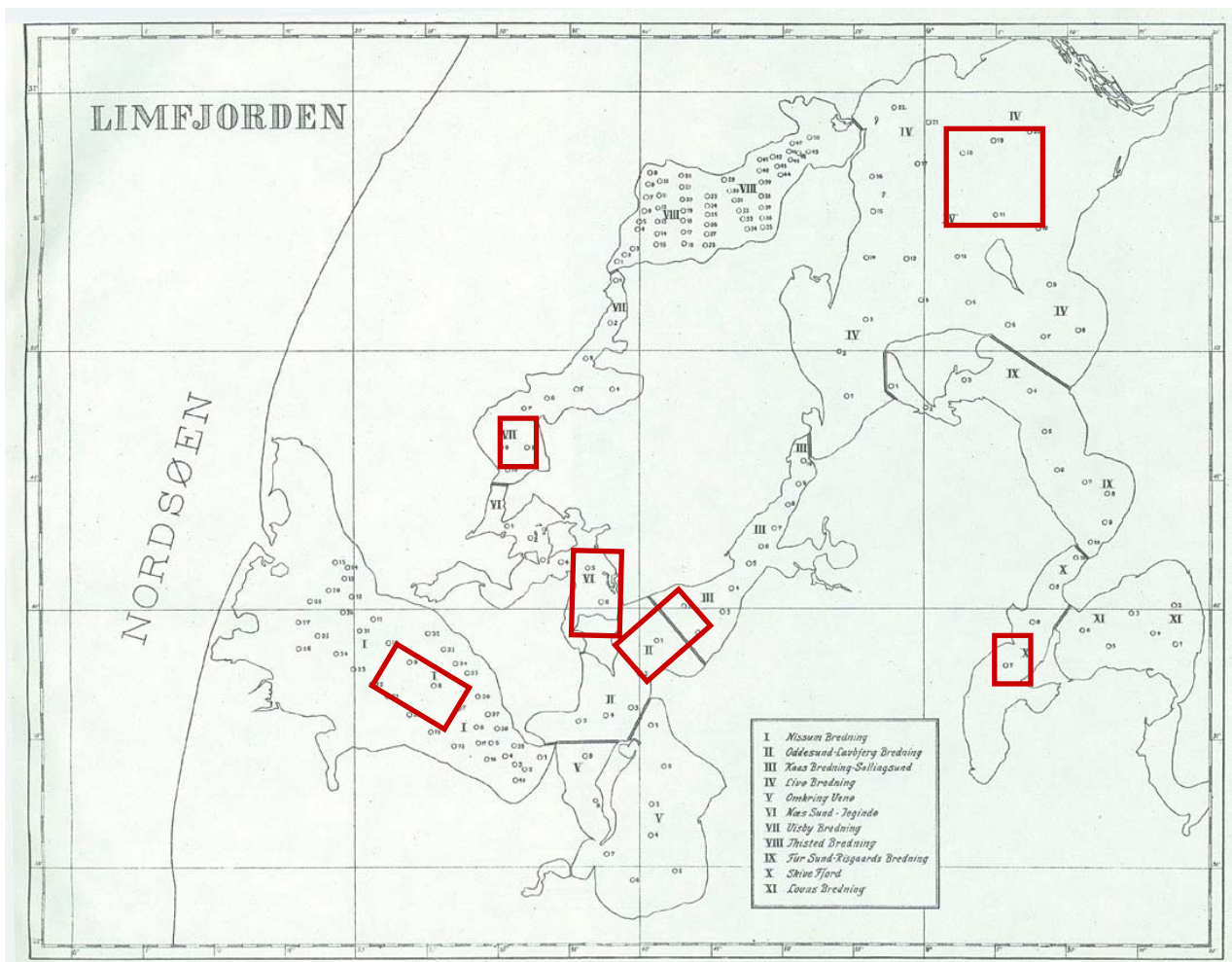
Limfjordssystemet har, ligesom andre danske kystområder, siden Petersens tid gennemgået en forhøjelse af eutrofieringsniveauet gennem en forøget tilførsel af næringssalte. I dette afsnit bruger vi de historiske faunadata fra 1910'erne og data fra det pågående overvågningsprogram NOVA/NOVANA til at beskrive bundfaunaens status ved to sandsynligvis vidt forskellige eutrofieringsforhold. Så vidt vides har de fysisk-kemiske betingelser i øvrigt været nogenlunde de samme i Limfjorden i de sidste 100 år.

4.1.1 Metoder

Indsamlingerne omkring 1910 blev foretaget med en grab af Petersen-type, der dækkede et areal på 0,1 m². Prøverne blev sigtet med en maskevidde på ca. 1,5 mm, og dyrene blev sorteret, bestemt, talt og vejnet i felten. Det nutidige materiale blev taget med en Haps-corer (areal 0,0143 m²) sigtet gennem 1 mm sigte og konserveret i ethanol. Artsbestemmelse, tælling og vejning blev derefter foretaget i laboratorium, hvor sortering blev udført under lup. I prøverne fra omkring 1910 blev grupperne mollusker, pighude og enkelte arter af børstørme bestemt til art, og de tilgængelige data fra den tid omfatter kun "de almindelige arter". Nu bliver alle grupper bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau.

En anden metodeforskel ligger i sampling-designet. I 1910'erne blev prøverne spredt forholdsvis jævnt over bredningerne, hvorimod det nutidige materiale er taget inden for noget mindre områder (gridnets) i seks af bredningerne (Figur 4.1). Materialet fra 1910'erne dækker således et væsentligt større areal.

Grundet specielt de forskellige sorteringsmetoder giver det kun mening at sammenligne biomasse og artssammensætning baseret på biomasse mellem de to tidsperioder, da den største del af biomassen er bundet i store dyr, der ikke så nemt kan overses ved sorteringen.



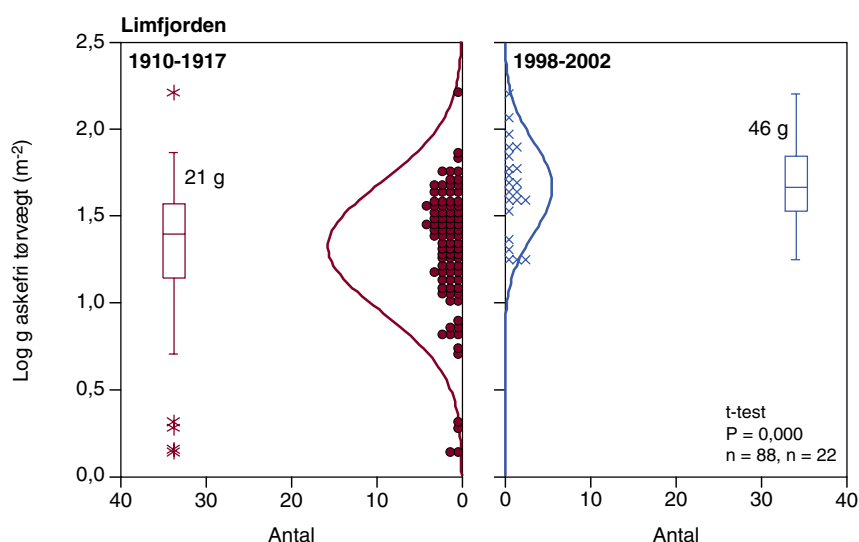
Figur 4.1 Kort over Limfjorden med prøvetagningsstationer, der blev besøgt i 1909-1917 (cirkler) og med de nutidige (1998-2002) stationsnet indikeret ved røde firkanter.

4.1.2 Resultater

Forskelle i total biomasse

Det er tidligere blevet vist, at bentisk biomasse i danske fjorde, og dermed også sekundær produktion, relaterer positivt til næringssaltbelastning (TN) med forskellige empiriske relationer. Det vil sige, hvis ikke varige reduktioner grundet fx iltsvind har fundet sted, vil biomasseniveauet spejle eutrofieringsniveauet.

Den totale biomasse per m^2 omregnet til AFDW er signifikant højere omkring 2000 sammenlignet med perioden omkring 1910 (Figur 4.2). Den gennemsnitlige biomasse målt som geometrisk gennemsnit ligger nu på 46 g AFDW m^{-2} , hvilket er 2,2 gange højere end for 90 år siden, hvor gennemsnittet lå på 21 g AFDW m^{-2} . Ved at bruge de empiriske relationer mellem biomasse og N-belastning fra et stort udvalg af danske fjorde kan vi estimere belastningen omkring 1910 til lidt under $5 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-2}$, hvilket er ca. 3 gange lavere end omkring år 2000 ($14 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-2}$ for hele systemet, $30 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-2}$ for Skive Fjord) og cirka på samme niveau som den nutidige belastning af det åbne Kattegat.



Figur 4.2 Box and whisker plot og fordeling af måledata af log askefri tørvægt ved henholdsvis 1910-1917 og 1998-2002. Medianværdi er vist for hver periode og resultat af Students t-test for forskelle mellem perioderne.

Selvom der er stor usikkerhed på disse bestemmelser, er det sandsynligt, at eutrofieringsniveauerne er forskellige for de to tidsperioder, og at det har givet sig udtryk i forskelle i biomasse af bundfauna.

Faunasammensætning

I tillæg til total biomasse blev biomassen beregnet for filtrerende muslinger, der direkte udnytter fytoplankton. Biomassen af denne kategori udgør den største del af den totale biomasse (op til 90%) og viste en forøgelse over de 90 år af samme relative størrelse som den totale biomasse (ca. 2 gange). Set over hele området er der dermed ikke sket nogen forskydning i andelen af filtratorer i forhold til summen af andre fødesøgningstyper (depositions-ernærere og prædatorer/omnivorere) mellem de to observerede perioder.

Ligheden af artssammensætning mellem prøvetagninger (sample), baseret på biomasse (AFDW) af arter, blev beregnet ved Bray-Curtis lighedsindex og analyseret med PRIMER ver. 5 med henblik på at identificere forskelle af sammensætning mellem tidsperioder og områder. Analyserne omfatter de taxa, der blev bestemt til art omkring 1910, det vil sige bløddyr (muslinger og snegle), pighude (slange-stjerner, søstjerner og sømus) og nogle enkelte arter af børsteorme.

En MDS-analyse af hele materialet fra Limfjorden viser en klar gruppering af samples med 1910-19 i én gruppe og perioden omkring 2000-årsskiftet i en anden gruppe (Figur 4.3a). Inden for grupperne er der også en opdeling i undergrupper, der relaterer til forskellige bredninger (Figur 4.3b). Generelt er ligheden mellem områder inden for en periode lidt større end ligheden mellem tidsperioder. De arter, der har størst betydning for den tidsmæssige forandring, blev identificeret med SIMPER i PRIMER-pakken og vises i Tabel 4.1 rankede efter betydning.

De arter, der har størst betydning for ligheden inden for en tidsperiode, er vist i Tabel 4.2 og 4.3.

Tabel 4.1. Arter med størst betydning for forskelle i sammensætning mellem årene omkring hhv. 1910 og 2000.

| Art | AFDW 2000 | AFDW 1910 | Av.Diss | Diss/SD | Contrib% | Cum.% |
|-------------------------------|--------------|--------------|---------|---------|----------|-------|
| <i>Mytilus edulis</i> | 7,58 | 4,73 | 32,25 | 1,19 | 34,44 | 34,44 |
| <i>Mya truncata</i> | 0,06 | 9,23 | 13,81 | 0,69 | 14,75 | 49,20 |
| <i>Corbula gibba</i> | 0,86 | 4,92 | 8,89 | 1,59 | 9,49 | 58,69 |
| <i>Mya arenaria</i> | 4,44 | 0,21 | 5,87 | 0,47 | 6,27 | 64,95 |
| <i>Tapes pullastra</i> | 3,11 | 0,00 | 4,73 | 0,47 | 5,05 | 70,01 |
| <i>Cardium edule</i> | 2,05 | 0,00 | 3,51 | 0,52 | 3,75 | 73,75 |
| <i>Cultellus pellucidus</i> | 0,00 | 1,52 | 2,52 | 0,35 | 2,69 | 76,45 |
| <i>Ensis americanus</i> | 1,41 | 0,00 | 2,43 | 0,31 | 2,60 | 79,05 |
| <i>Pectinaria koreni</i> | 0,15 | 1,30 | 2,33 | 0,63 | 2,49 | 81,54 |
| <i>Echinocardium cordatum</i> | 0,00 | 1,04 | 2,15 | 0,33 | 2,30 | 83,83 |
| <i>Crepidula fornicata</i> | 1,57 | 0,00 | 2,13 | 0,64 | 2,27 | 86,11 |
| <i>Nucula nitida</i> | 0,00 | 1,01 | 2,09 | 0,53 | 2,23 | 88,34 |
| <i>Abra alba</i> | 0,06 | 0,88 | 1,66 | 0,42 | 1,77 | 90,11 |

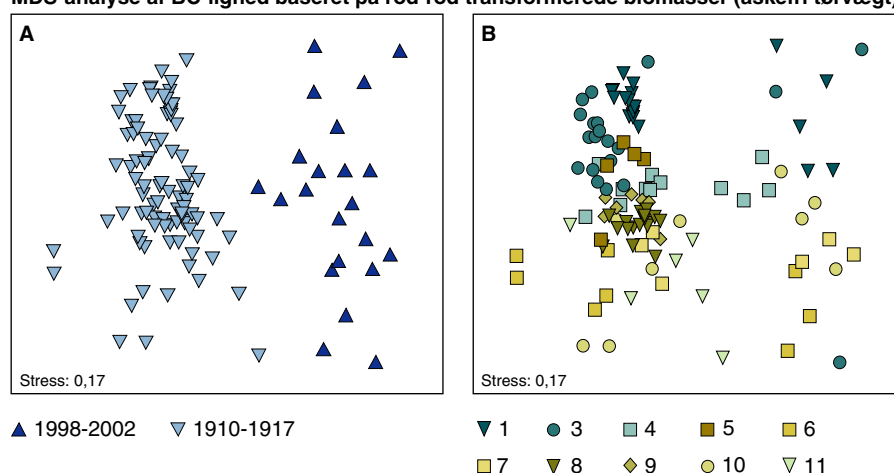
Tabel 4.2. Arter med størst betydning for ligheden inden for perioden 1910-1919.

| Art | AFDW | Av.Sim | Sim/SD | Contrib% | Cum.% |
|-----------------------------|------|--------|--------|----------|-------|
| <i>Mya truncata</i> | 9,23 | 8,01 | 0,45 | 34,49 | 34,49 |
| <i>Corbula gibba</i> | 4,92 | 5,24 | 0,45 | 22,58 | 57,07 |
| <i>Nucula nitida</i> | 1,01 | 1,78 | 0,62 | 7,67 | 64,73 |
| <i>Pectinaria koreni</i> | 1,30 | 1,76 | 0,61 | 7,56 | 72,29 |
| <i>Ophiura texturata</i> | 0,43 | 1,46 | 0,90 | 6,27 | 78,56 |
| <i>Mytilus edulis</i> | 4,73 | 1,14 | 0,24 | 4,93 | 83,50 |
| <i>Abra alba</i> | 0,88 | 0,98 | 0,46 | 4,23 | 87,73 |
| <i>Cultellus pellucidus</i> | 1,52 | 0,89 | 0,31 | 3,82 | 91,55 |

Tabel 4.3. Arter med størst betydning for ligheden inden for perioden 1998-2002.

| Art | AFDW | Av.Sim | Sim/SD | Contrib% | Cum.% |
|--------------------------|-------|--------|--------|----------|-------|
| <i>Mytilus edulis</i> | 27,58 | 18,08 | 0,71 | 73,41 | 73,41 |
| <i>Mysella bidentata</i> | 0,54 | 1,31 | 0,24 | 5,33 | 78,74 |
| <i>Cardium edule</i> | 2,05 | 1,21 | 0,36 | 4,90 | 83,64 |
| <i>Mya arenaria</i> | 4,44 | 1,14 | 0,26 | 4,62 | 88,26 |
| <i>Tapes pullastra</i> | 3,11 | 0,86 | 0,21 | 3,50 | 91,76 |

MDS-analyse af BC-lighed baseret på rod-rod transformerede biomasser (askefri tørvægt)



Figur 4.3. MDS analyse af BC-lighed mellem samples (Bredning og dato) baseret på rod-rod transformerede biomasse (AFDW). Ti bredninger blev samlet i 1910-1917 og seks af disse i 1998-2002. **a)** med tidsperioder i forskellige farver og **b)** med Bredning og tidsperioder i forskellige farver og symboler. 1 = Nissum Bredning, 3 = Kaas Bredning og Oddesund Lavbjerg Bredning, 4 = Løgstør Bredning, 5 = Venø, 6 = Agerø området, 7 = Visby Bredning, 8 = Thisted Bredning, 9 = Fur-Sund-Risgaard Bredning, 10 = Skive Fjord og 11 = Lovns Bredning.

Analysen viser, at Limfjordssystemet i de sidste 100 år har gennemgået en markant forandring af artsammensætning af de dominerende arter baseret på biomasse. Fra omkring 1910 at have været domineret af filtratorerne *Mya truncata* og *Corbula gibba*, depositionsernærerne *Nucula nitidosa*, *Abra* og *Pectinaria koreni* og rovdyr/scavengern *Opheura texturata* (Tabel 4.2) er systemet nu domineret af helt andre arter. Inden for gruppen bløddyr, der tidligere var repræsenteret af både filtratorer og depositionsernærere, er filtratorerne nu helt dominerende (Tabel 4.3), navnlig *Mytilus edulis*, *Mysella bidentata*, *Cardium edule*, *Mya arenaria* og *Tapes pullastra*. Specielt stor er dominansen af *Mytilus* (> 70% af ligheden inden for perioden). Beskrivelser af forandringer i system i mellemtiden (Hyllebjerg 1993) støtter resultaterne af denne analyse. For eksempel er det vist, at *Nucula nitidosa*, der nu er forsvundet fra systemet, begyndte sin nedtur i flere bredninger i 1920'erne og var næsten helt væk i 1950'erne. Øgning i biomasse af *Mytilus edulis*, som nu er den mest dominerende art, begyndte allerede i 1920'erne. Filtratorernes andel af den totale biomasse synes dog ikke ændret over tid, hvilket betyder, at også andre typer er gået

frem. Det er dog ikke muligt eksakt at afgøre, hvilke forandringer der er sket, da børsteorme stort set ikke var bestemt til art for 100 år siden. Denne gruppes biomasse er nu stærkt domineret af Nereider (*Nereis virens*, *N. diversicolor* og *N. succinea*), der må betragtes som omnivorer.

Hvorvidt den observerede forandring af sammensætning kan relateres direkte til eutrofiering, er dog ikke helt sikkert. Der er flere faktorer, der er forandret i mellemtiden. Fiskerimetoder, fiskeprædation, dækning af makrofytter og forekomst og varighed af iltsvind. Endvidere kan det ikke udelukkes, at mere "stokastiske" faktorer kan have haft en betydning fx rekruttering fra tilstødende havområder.

4.2 Ringkøbing Fjord

Ringkøbing Fjord er en kystlagune, defineret som områder med mere eller mindre brakt vand, som helt eller næsten helt er adskilt fra havet af fx sandbanker, rullesten eller klipper. Saltholdigheden varierer meget afhængig af nedbør, fordampning og tilførsel af havvand under storme, vinteroversvømmelser eller ændringer i tidevandsforholdene. Vandudvekslingen mellem Ringkøbing Fjord og Nordsøen har siden 1930'erne været reguleret af en sluse. I 1995-96 blev denne slusepraksis ændret således, at saltholdigheden i fjorden blev øget fra et gennemsnit på ca. 8‰ til et gennemsnit på ca. 10‰. Denne forandring ledte til et strukturskift i sammensætning og biomasse af fjordens bundfauna (Rasmussen et al. 2003), primært i form af en massiv invasion af sandmuslinger (*Mya arenaria*). Dermed illustreres, at man ved fastsættelse af gunstig bevaringsstatus i kystlaguner skal være opmærksom på den strukturerende betydning af saltholdighedsregime og ikke alene skal se på presfaktorer som eutrofiering.

Ringkøbing Fjord har historisk gennemlevet en del forandringer i saltholdighedsregime. Disse forandringer har været betinget af sandvandring, udgravning af kanaler og etablering af sluser. Fra analyser af fossile lag har det således kunne godtgøres, at fjorden har haft perioder med både meget høje og meget lave saltholdigheder, sandsynligvis i afhængighed af omfanget af vandudvekslingen med Nordsøen (Rambusch 1900, Johansen 1913). Disse forandringer påkaldte sig tidligt videnskabelig interesse, ikke mindst i forbindelse med de dramatiske skift i saltholdighed i perioden 1910-1930 (Johansen & Blegvad 1936). I 1910 blev der gravet en kanal ved Hvide Sande, som frem til 1913 blev kraftigt forøget i omfang frem til 1913 som følge af havets nedbrydning. I disse år tiltog overfladevandets saltholdighed fra omkring 10‰ før etablering af kanalen til 25-30‰. I årene 1912-15 blev kanalen ved Hvide Sande lukket, og en ny kanal ved Nymindegab i den sydlige del af fjorden blev åbnet istedet. I denne periode blev der foretaget omfattende indsamlinger af bundfauna-prøver fra hele fjorden i 1913 (Johansen 1913) og 1914 (Blegvad 1936), hvor også biomassen af dyrene blev bestemt. Tidligere havde der også været foretaget bundfauna-undersøgelser, men disse havde fortrinsvis haft til formål at bestemme artssammensætning og dominansforhold og var ikke kvantitative. I 1898 var bunden således domineret af myggelarver (*Chironomus*) samt karakterdyret *Corophium* og med mange *Nereis diversicolor* og *Hydrobia* (Rambusch 1900). I 1911 og 1912 derimod kunne Johansen (1913) imidlertid konstatere: "Uhy-

re masser af unge saltvands-muslinger, annelider, og unge søstjerner havde bredt sig over fjordbunden og fandtes næsten overalt”.

I 1915 fandt vandudvekslingen med Nordsøen kun sted ved Nymindegab og et måleprogram iværksat i 1919 godtgjorde, at i perioden 1920-29 varierede middelsaltholdigheden i overfladevandet fra 4‰ i de nordlige dele til 12-14‰ ved Nymindegab/Nymindestrømmen, mens saltholdigheden i bundvandet i den centrale del af fjorden var ca. 9 ‰. I denne periode blev der taget kvantitative biomasseprøver af bundfauna i et bredt udsnit af fjorden i årene 1921, 1928 og 1930 (Spärck 1936). I 1931 blev sluseanlægget ved Hvide Sande fuldført, og frem til 1995 har saltholdigheden været holdt konstant på en middelværdi mellem 5-7‰. I nyere tid har der siden 1989 været gennemført systematisk indsamling af kvantitative biomasseprøver i hele fjorden.

4.2.1 Metoder

I 1913-30 blev de foretaget med en grab af Petersen-type, der dækkede et areal på 0,1 m². Prøverne blev sigtet med en maskevidde på ca. 1-1,5 mm. Der er ingen angivelse i kilderne af, hvor og under hvilke forhold dyrene blev sorteret, bestemt, talt og vejret, men det kan antages, at lignende metoder som brugt i Limfjorden har været anvendt. Enkelte prøver er dog angivet i spritvægt, hvilket indikerer konservering. Det nutidige materiale blev taget med en Haps-corer (areal 0,0143 m²) sigtet gennem 1 mm sigte og konserveret i ethanol. Artsbestemmelse, tælling og vejning blev derefter foretaget i laboratorium, hvor sortering blev udført under lup.

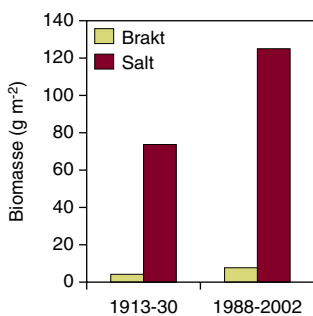
Grundet specielt de forskellige sorteringsmetoder giver det kun mening at sammenligne biomasse og artssammensætning baseret på biomasse mellem de to tidsperioder, da den største del af biomassen er bundet i store dyr, der ikke så nemt kan overses ved sorteringen.

4.2.2 Resultater

Forskelle i total biomasse

Som ovenfor beskrevet, er det tidligere blevet vist, at bentisk biomasse i danske fjorde, relaterer positivt til næringssaltbelastning (TN) med forskellige empiriske relationer. Det vil sige, hvis ikke varige reduktioner grundet fx iltsvind har fundet sted, vil biomassen afspejle eutrofieringen.

Total biomasse af bundfauna varierede både i nyere tid og historisk signifikant som funktion af saltholdighed med højeste biomasse i perioder med højere saltholdighed. I perioden fra 1910-30 varierede den totale biomasse således mellem 42-105 g AFDW m⁻² i 1913-14, mens den varierede mellem ca. 1-10 g AFDW m⁻² i perioden 1921-30. I nyere tid var den tilsvarende forskel 81-181 g AFDW m⁻² i den relativt højsaline periode 1997-2002, mens den i den lavsaline periode fra 1988-95 var 4-12 g AFDW m⁻². For begge saltholdighedsregimer var den gennemsnitlige biomasse i starten af 1900-tallet ca. 50% af den gennemsnitlige biomasse i slutningen af århundredet (Figur 4.4), omend denne forskel hviler på så spinkelt et datagrundlag, at der ikke er basis for en meningsfyldt statistisk test.



Figur 4.4. Biomasse af bundfauna i Ringkøbing Fjord i perioderne 1913-29 og 1989-2002 fordelt på perioder med henholdsvis brakvands og mere saline forhold (se tekst).

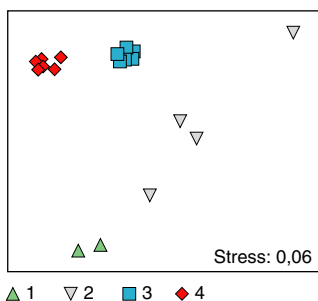
Selvom der er stor usikkerhed på disse bestemmelser, er det sandsynligt, at eutrofieringen er forskellig for de to tidsperioder, og at det har givet sig udtryk i forskelle i biomasse af bundfauna. For Ringkøbing Fjord, og dermed sandsynligvis generelt for naturtypen kystlagune, har saltholdighedsregimet stor betydning for biomasseniveau, og forskelle i responsvariablen bentisk biomasse er større som følge af stressfaktoren saltholdighed end af presfaktoren eutrofiering.

Faunasammensætning

I tillæg til total biomasse blev biomassen beregnet for filtrerende muslinger, der direkte udnytter fytoplankton. Biomassen af denne kategori udgør i saltvandsperioderne langt (90-95%) den største del af biomassen af bundfauna, både i starten af forrige århundrede og i nyere tid. I brakvandsperioderne falder andelen af filtrerende muslinger (og andre aktive filtratorer) dramatisk og udgjorde i 1988-96 kun ca. 7% af den totale bundfauna. I 1921-30 varierede andelen af aktive filtratorer mellem 0-90% af biomassen af bundfauna, med den største del af biomassen i starten af perioden, hvor forandringen i saltholdighed ikke var slået helt igennem.

Ligheden af artssammensætning mellem prøvetagninger (sample), baseret på biomasse (AFDW) af arter, blev beregnet ved Bray-Curtis lighedsindex og analyseret med PRIMER ver. 5 med henblik på at identificere forskelle af sammensætning mellem tidsperioder og saltholdighedsregimer.

En MDS-analyse (Figur 4.5) af hele materialet fra Ringkøbing Fjord viser, at der er signifikante forskelle mellem alle indsamlingsperioder og dermed også mellem de respektive perioder med henholdsvis høje og lave saltholdigheder. Generelt er ligheden større mellem tidsperioder end mellem saltholdighedsregimer. Forskellen mellem de forskellige saltholdighedsregimer kan primært tilskrives forekomst af muslinger i de høje saltholdigheder sammenlignet med de lavere saltholdigheder. Forskelle mellem tidsperioder er for de høje saltholdigheder derimod bestemt af artssammensætningen af de dominerende muslinger. I starten af forrige århundrede var det således især *Cardium edule*, men også *Macoma balthica*, mens det i nyere tid er *Mya arenaria*, der er dominerende. Under brakvandsforhold er der en større varians mellem bundfaunaens sammensætning, og flere arter bidrager til forskelle mellem perioderne.



Figur 4.5. MDS analyse af BC-lighed mellem samples (saltholdighed og dato) baseret på rod-rod transformerede biomasser (AFDW). 1 = salint 1913-14, 2 = brakt 1921-30, 3 = brakt 1989-95, 4 = salint 1997-2002.

Samlet set viser analysen af data fra Ringkøbing Fjord, at selv med et mere spinkelt materiale end det, der er tilgængeligt fra Limfjorden, er der nogle sammenfaldende tendenser. Den samlede biomasse af bundfauna er blevet forøget fra den forventelig lavere grad af næringssaltbelastning i starten af forrige århundrede sammenlignet med vores tid. Sammensætning af arter og deres indbyrdes dominans leder dog ikke til sikre konklusioner, ligesom der ikke er baggrund for at vurdere, om der er sket en forskydning i sammensætning af de forskellige ernæringstyper (filtratorer, detrivore osv.). Forskelle mellem de forskellige tidsperioder kan for Ringkøbing Fjords vedkommende dog være knyttet til det lave antal indsamlingsår i starten af forrige århundrede kombineret med ikke helt sammenlignelige saltholdighedsforhold i de forskellige perioder. Derimod viser data ty-

deligt, at for naturtypen kystlagune er saltholdighedsregimet af største betydning for responsvariablen bundfauna, og at opstilling af gunstig bevaringsstatus helt vil afhænge af graden af saltvandsindbrud, i Ringkøbing Fjord defineret ved slusepraksis.

4.3 Diskussion og konklusion

Biomasse af bundfauna kan være en anvendelig parameter til at illustrere sammenhænge mellem presfaktoren eutrofiering og responsvariablen bundfauna. Biomasse af bundfauna er i de to systemer generelt blevet fordoblet i løbet af 1900-tallet. Da vi ikke har pålidelige belastningsdata fra starten af forrige århundrede, kan der ikke fastlægges en eksakt belastningsbestemt bevaringsstatus, men forskellene mellem før og nu kan bruges som en rettesnor for det niveau, biomasse af bundfauna kan ligge på i en gunstig bevaringsstatus. Derimod kan vi ikke på det nuværende datagrundlag bruge fauna-sammensætning som responsvariabel. Biomasse af bundfauna er en parameter, der er følsom for andre påvirkninger end antropogene påvirkninger. Således påvirker saltholdigheden såvel artssammensætning som biomasse. Derfor skal gunstig bevaringsstatus for kystlaguner nøje være afstemt med områdets forventede eller ønskede saltholdighed. Det har inden for projektets rammer og tilgængelige data ikke været muligt at analysere bundfauna som responsvariabel i andre naturtyper.

Referencer

Hylleberg, J. 1993. Extinction and immigration of benthic fauna. The value of historical data from Limfjorden, Denmark. In: Symposium Mediterranean Seas 2000, Croce, N.F.R. (ed.), Università di Genova, Istituto Science Ambientali Marine – Santa Margherita Ligure. pp. 43-73.

Jensen, P.B. 1919. Limfjordens Bonitering. I. Studier over Fiskeføden i Limfjorden 1909-1917, dens Mængde, Variation og Aarsproduktion. In: Beretn. Landbr. danske biol. Stn 26. Ed. Petersen, C.G.J.

[Tom side]

5. Miljøfarlige stoffer og specifikke biologiske effekter

Af Martin M. Larsen og Jacob Strand

Miljø- og naturforholdene i de danske kystvande bliver påvirket af mange forskellige aktiviteter, bl.a. fiskeri, forurening, fysisk modifikation, ikke-hjemmehørende arter og klimaforandringer, jf. Jackson et al., 2001. Specielt forurening kan spille en stor rolle (Ærtebjerg et al. 2004) for den økologiske tilstand. Forureningspåvirkningerne dækker over forskellige afledte effekter som udledninger og tilførsler af så forskellige stoffer som næringsstoffer, tungmetaller, persistente organiske miljøgifte og radioaktive stoffer. I dette kapitel bliver fokus flyttet fra næringsstoffer til miljøfarlige stoffer, da disse også skal inddrages som fysiske-kemiske kvalitetsselementer ved vurdering af den økologiske tilstand/bevaringsstatus. I den forbindelse bliver der kortfattet gjort rede for datagrundlaget for så vidt angår forekomst og effekter af miljøfarlige stoffer i de danske farvande. Desuden bliver der præsenteret scenarier for klassifikation af den økologiske tilstand mht. forekomst og specifikke effekter af udvalgte miljøfarlige stoffer.

5.1 Oversigt over tilgængelige data

I dette afsnit gives der en oversigt over fra, hvilke marine stationer/områder i de danske farvande der er tilgængelige analysedata for miljøfarlige stoffer i sediment, muslinger, fisk, fugle og pattedyr. Formålet er at kunne vurdere, hvor der på nuværende tidspunkt er relevante data tilgængelige fra stationer/områder lokaliseret inden for de udpegede marine habitatområder (jf. Habitatdirektivet) eller udpeget som kystvande (jf. Vandrammedirektivet).

Disse stationer/områder indgår fortrinsvis som en del af de nationale og regionale overvågningsprogrammer, herunder NOVA-programmet (1998-2003) og NOVANA-programmet (2004-2009) (se Miljøstyrelsen 2000 og DMU 2004 for detaljer).

Derudover vil også andre relevante data blive inddraget i opgørelsen. Disse data omfatter bl.a. data fra forskellige regionale undersøgelser samt data fundet tilgængelig i videnskabelige undersøgelser publiceret i den internationale litteratur.

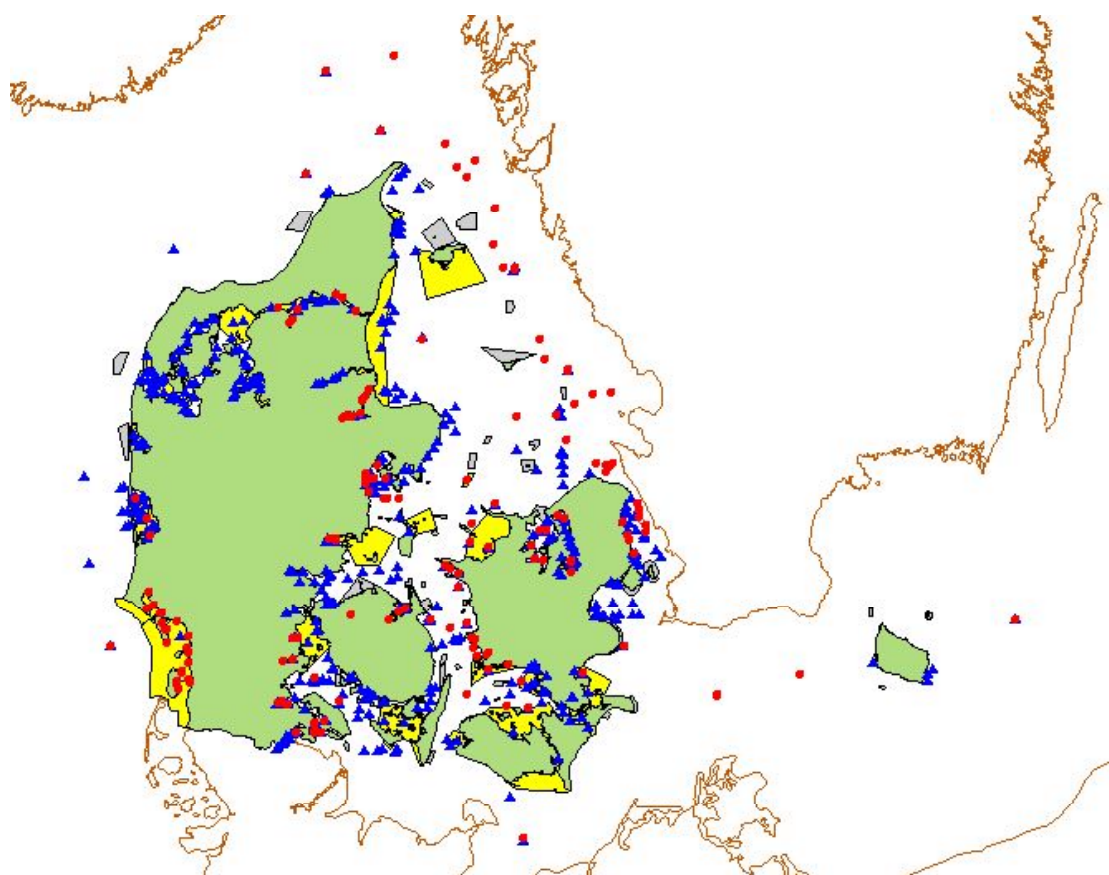
Marine data for miljøfarlige stoffer i havvand er ikke medtaget i denne opgørelse, da omfanget af sådanne data er særdeles sparsomme. Data fra områder der kan betragtes som deciderede punktkilder for miljøfarlige stoffer, fx i havne og ved spildevandsudløb, er heller ikke medtaget i opgørelsen.

Opgørelsen over tilgængelige data er dels inddelt efter, om data er fra stationer inden for og uden for de udpegede habitatområder, dels er indsamlet før eller efter 1990. Opdelingen mellem "gamle" og "nye" data" skyldes, at de "gamle" data fra før 1990 ikke kan betragtes som værende så repræsentative for forureningsniveauet i dag, men allige-

vel er disse data medtaget, da de kan anses som relevante i forbindelse med tidstrendanalyser.

Opgørelsen over miljøfarlige stoffer i sedimenter, muslinger og fisk (Tabel 5.1–5.3; Figur 5.1–5.3) viser, at datamaterialet er relativt godt dækkende, hvor også adskillige, men ikke alle, habitatområder er omfattet. For data fra 1990 til 2003 findes der data for miljøfarlige stoffer i sediment og muslinger fra ca. halvdelen af de udpegede habitatområder, især tungmetaller og TBT, lidt færre for PAH og PCB og meget få for andre prioriterede miljøfarlige stoffer. Det er især kystnære habitatområder, der er dækket via nationale og regionale undersøgelser herunder via NOVA2003, hvorimod kun få habitatområder i mere åbne farvande er dækket af datamaterialet.

Der er i NOVA2003/NOVANA især fokuseret på "gamle" miljøfarlige stoffer, som vides at være tilstede i det marine miljø. Inden for NOVANA er der dog afsat lidt midler til screening af nye miljøfarlige stoffer, men kraftigt prioriteret. Der foregår samtidig en prioritering/screening i regi af OSPAR og Nordisk Ministerråd, som evt. danske initiativer kan indpasses i. Tilsvarende foregår der også inden for OSPAR en diskussion af, hvordan overvågning af kemiske målinger og undersøgelser af biologiske effekter af miljøfarlige stoffer generelt kan integreres i en samlet overvågningsstrategi.

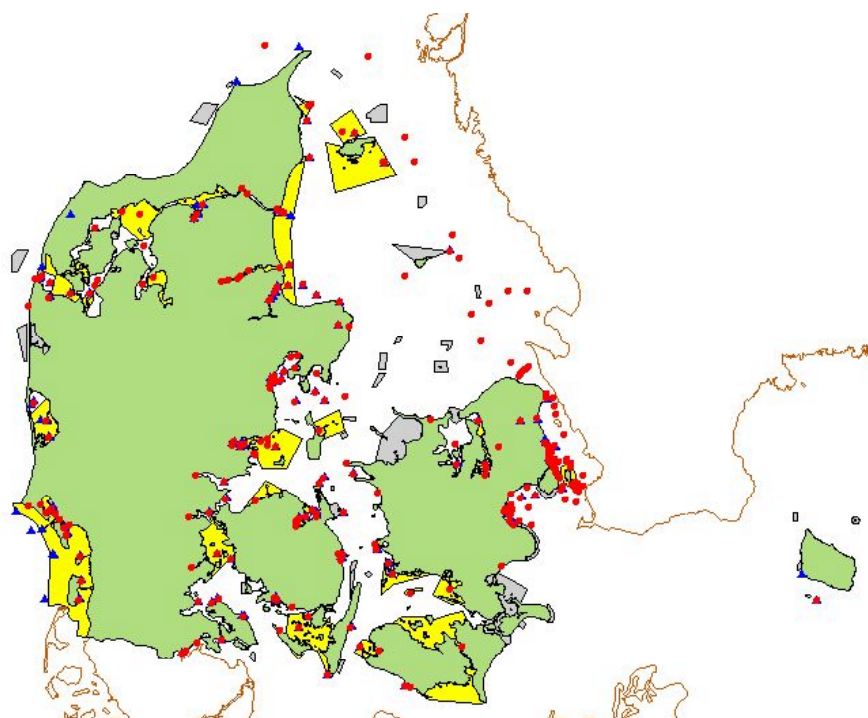


Figur 5.1. Oversigt over, hvor der er data for miljøfarlige stoffer i sediment tilgængelig. De blå trekantede angiver data i ATLAS databasen, de røde cirkler angiver regionale data, NOVA data og data fra litteraturen, se reference liste. Habitatområder med gul farve indikerer, at der findes data inden for 500 m fra området. Bemærk, at der ikke nødvendigvis er data for mere end en variabel, fx PAH, per station.

Tabel 5.1. Oversigt over tilgængelige data for miljøfarlige stoffer i marine sedimenter i Danmark.

| | Antal stationer inden for habitatområder | | Antal stationer uden for habitatområder | | Antal habitatområder med data ->1989/1990 -> |
|----------------------------|--|------------|---|------------|---|
| | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | |
| Tungmetaller | 83 | 80 | 221 | 232 | 20/15 |
| TBT | 7 | 47 | 12 | 166 | 3/13 |
| PCB | 0 | 25 | 10 | 66 | 0/9 |
| PAH | 3 | 36 | 0 | 48 | 1/9 |
| Andre stoffer ^s | 0 | 21 | 12 | 56 | 0/10 |

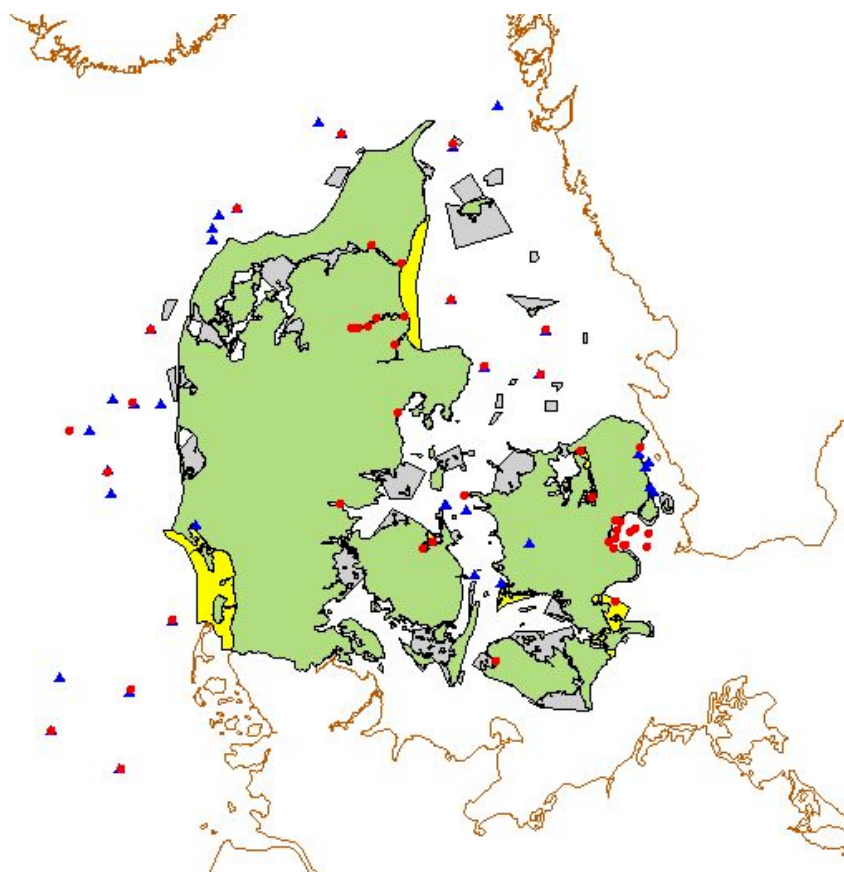
§ Målinger af olie er udeladt af denne oversigt, men der findes i ATLAS databasen (MST 2000) mange data for denne variabel.



Figur 5.2. Oversigt over, hvor der er data for muslinger tilgængelig. De blå trekkanter angiver data i ICES databasen (ICES 2004), de røde cirkler angiver regionale, NOVA og data fra litteraturen, se referenceliste. Habitatområder med gul farve indikerer, at der findes data inden for 500 m fra området.

Tabel 5.2. Oversigt over tilgængelige data for miljøfarlige stoffer i marine muslinger og snegle i Danmark.

| | Antal stationer inden for habitatområder | | Antal stationer uden for habitatområder | | Antal habitatområder med data ->1989/1990 -> |
|---------------|--|------------|---|------------|---|
| | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | |
| Tungmetaller | 51 | 61 | 86 | 100 | 14/13 |
| TBT | 0 | 40 | 0 | 72 | 0/14 |
| PCB | 6 | 29 | 26 | 37 | 4/10 |
| PAH | 4 | 29 | 21 | 37 | 0/10 |
| Andre stoffer | 0 | 6 | 0 | 9 | 0/5 |



Figur 5.3. Oversigt over, hvor der er data for fisk tilgængelig. De blå trekanteder angiver data i ICES-databasen (ICES 2004), de røde cirkler angiver regionale, NOVA og data fra litteraturen, se referenceliste. Habitatområder med gul farve indikerer, at der findes data inden for 500 m fra området.

Tabel 5.3. Oversigt over tilgængelige data for miljøfarlige stoffer i marine fisk i Danmark.

| | Antal stationer inden for habitatområder | | Antal stationer uden for habitatområder | | Antal habitatområder med data -> 1989/1990 -> |
|---------------|--|------------|---|------------|--|
| | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | |
| Tungmetaller | 22 | 6 | 90 | 70 | 2/4 |
| TBT | 0 | 9 | 0 | 24 | 0/4 |
| PCB | 0 | 3 | 16 | 21 | 0/2 |
| PAH | 0 | 3 | 0 | 14 | 0/1 |
| Andre stoffer | 0 | 0 | 0 | 9 | 0/0 |

Oversigten over undersøgelser omkring bioakkumulering af miljøfarlige stoffer i marine fugle og pattedyr fra forskellige farvandsområder i Danmark (Tabel 5.4) viser, at hovedparten af undersøgelser (fortrinsvis tilgængelige via den videnskabeligt publicerede litteratur) er foretaget i perioden 1970–1989 med hovedvægten på undersøgelser af tungmetaller og organiske klorforbindelser inkl. PCB. Efter 1990 foreligger der kun et fåtal af sådanne undersøgelser, der primært er udført i forbindelse med udenlandske undersøgelser. Der foreligger dog et par danske undersøgelser omkring bioakkumule-

Tabel 5.4. Oversigt over antallet af undersøgelser med tilgængelige data for miljøfarlige stoffer i marine fugle og pattedyr i opdelt i farvandsområder i Danmark hhv. i perioderne 1970-1989 og 1990-2004. Hvis prøver fra flere områder indgår i samme undersøgelse, er undersøgelsen anført begge steder.

| | Antal undersøgelser i Østersø, øst for Falster | | Antal undersøgelser i indre farvande og Kattegat | | Antal undersøgelser i Skagerrak og Nordsøen | | Antal undersøgelser i Vadehavet | | Undersøgelser i alt | |
|---------------|--|------------|--|------------|---|------------|---------------------------------|------------|---------------------|------------|
| | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 |
| Tungmetaller | 2 | 1 | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 | 1 | 6 | 3 |
| TBT | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 3 |
| PCB, DDT | 5 | 0 | 8 | 0 | 5 | 1 | 2 | 1 | 14 | 2 |
| PAH (olie) | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Andre stoffer | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |

ring af TBT i marine fugle og pattedyr, ligesom der er udført undersøgelser af omfanget af ilanddrevne fugle indsmurt i olie på de danske strande.

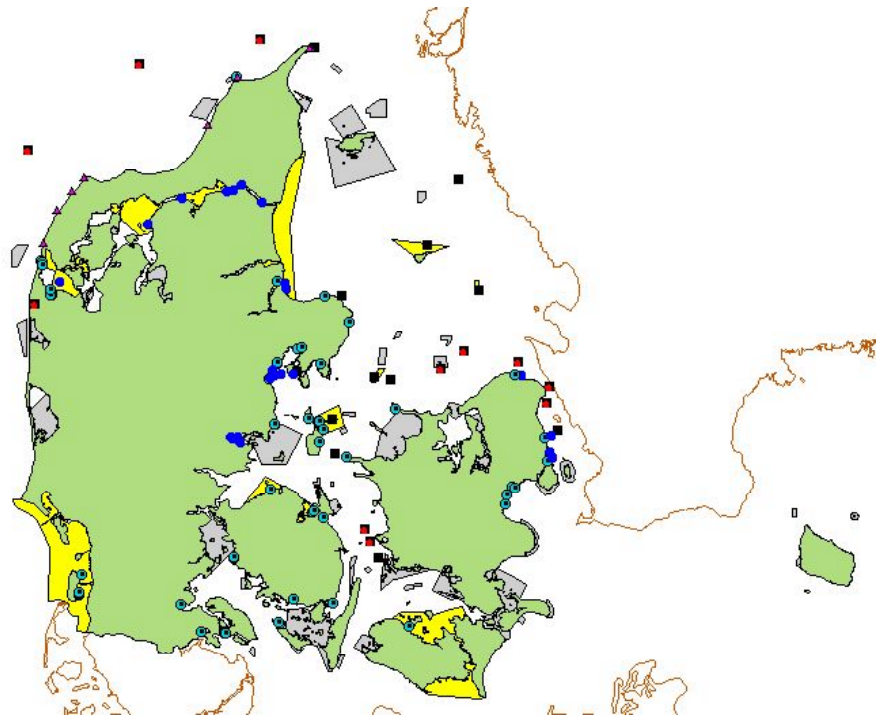
Oversigten over danske data for TBT-specifikke biologiske effekter, dvs. imposex og intersex, i fem arter af havsnegle (Tabel 5.5, Figur 5.4) viser, at der foreligger et relativt godt dækkende datamateriale, idet ca. halvdelen af de udpegede habitatområder er dækket. Fordelingen er lidt anderledes end for miljøfarlige stoffer, da også flere habitatområder i mere åbne farvande, herunder flere stenrev, er dækket. Disse data er også fortrinsvis indsamlet ved stationer, som er en del af de nationale og regionale overvågningsprogrammer siden 1997.

Tabel 5.5. Oversigt over tilgængelige data for TBT-effekter i fem arter af marine snegle i Danmark.

| | Antal stationer inden for habitatområder | | Antal stationer uden for habitatområder | | Antal repræsenterede habitatområder 1990 -> |
|------------------|--|------------|---|------------|---|
| | Før 1990 | Efter 1990 | Før 1990 | Efter 1990 | |
| Alm. konk | 0 | 4 | 2 | 23 | 4 |
| Rødkonk | 0 | 3 | 0 | 19 | 3 |
| Dværgkonk | 0 | 5 | 1 | 23 | 4 |
| Alm. strandsnegl | 0 | 15 | 0 | 48 | 9 |
| Purpursnegl | 0 | 1 | 0 | 7 | 1 |
| Alle arter | 0 | 28 | 3 | 120 | 14 |

Der mangler således data for miljøfarlige stoffer og TBT-specifikke effekter i havsnegle i ca. halvdelen af habitatområderne, men nogle enkelte nye vil dog blive omfattet i NOVANA.

Følgende arter er omfattet af opgørelsen: dværgkonk (*Hinia reticulata*), almindelig konk (*Buccinum undatum*), rødkonk (*Neptunea antiqua*), purpursnegl (*Nucella lapillus*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*). Da de udvalgte havsnegle kun er udbredt i områder med salinitet højere end ~15 ‰ (for purpursnegl >30‰ og alm. strandsnegl >10‰) foreligger der ikke data fra de mere lavsaline dele af de danske farvande.



Figur 5.4. Oversigt over, hvor der er biologisk effekt-data tilgængelig. De lyseblå cirkler med prik er alm. strandsnegl, de blå cirkler er dværgkonk, de sorte firkanter er alm. konk, de røde 5 kanter er rød konk og de violette trekanten er purpursnegl. Alle regionale, NOVA og data fra litteraturen i reference listen er vist. Habitatområder med gul farve indikerer, at der findes data inden for 500 m fra området.

5.2 Miljøfarlige stoffer og klassificering af miljø- og naturkvalitet

Miljøfarlige stoffer er en af de fysisk-kemiske presfaktorer, som alene eller i kombination med andre faktorer, kan have uønskede effekter på populationer af følsomme marine organismer ved at påvirke deres vækst, reproduktion, adfærd og/eller overlevelse. Miljøfarlige stoffer vil dermed kunne have direkte eller indirekte indflydelse på økosystemets struktur og funktion i havmiljøet. På denne baggrund skal koncentrationsniveauer af forskellige prioriterede miljøfarlige stoffer inddrages i beskrivelsen af miljøtilstanden både i henhold til EU's Vandrammedirektiv (VRD) og Habitatdirektivet (HD).

Velkendte eksempler på, hvor man tidligere har fundet direkte effekter af miljøfarlige stoffer i havmiljøet, er fx effekter på reproduktion i sæler og fugle fra Østersøen forårsaget af organiske klorforbindelser som PCB og DDT/DDE samt af antibegroningsmidlet TBT i havsnegle. Generelt er en sådan kausalitet til effekter relevante for følsomme populationer i økosystemet dog særdeles vanskelig at etablere pga. en ofte lille specificitet i "mode of action" på individniveau og kompleksiteten på populations-/samfundsniveau i dynamiske kystnære økosystemer med flere presfaktorer og den dertil tilknyttede begrænsede viden.

Med VRD kommer der ønske om i højere grad at sammenkoble den kemiske med den biologiske overvågning ved at vurdere, om stofferne er til stede i koncentrationsniveauer, der kan have indflydelse på

økosystemets struktur og funktion. I regi af VRD har man derfor valgt primært at udlede de foreslåede kemiske kvalitetsstandarder for prioriterede stoffer på baggrund af en risikovurdering, der bygger på tilgængelige toksicitetsdata tilvejebragt vha. laboratorieforsøg under kontrollerede forhold (TGD, 2003; Lepper, 2002; FHI, 2003). Disse kvalitetsstandarder er primært udledt for koncentrationsniveauer i vand. For sediment er alle de foreslåede kvalitetsstandarder i VRD kun karakteriseret som tentative og derfor ikke bindende. Dette skyldes, at de er udledt vha. principper om kemisk ligvægt, hvilket indebærer en ekstrapolation fra kvalitetsstandarderne for vandfasen til porevand til sediment og ikke på baggrund af toksicitetsdata med sedimentlevende organismer, hvilket ellers vurderes som værende mest korrekt. For biota er kvalitetsstandarderne i VRD udelukkende udledt på baggrund af toksicitetsdata for sekundær forgiftning for toppredatorer eller mennesker.

De marine overvågningsprogrammernes primære formål for miljøfarlige stoffer har hidtil været at kunne vurdere spatiale og temporale trends, hvilket også er i overensstemmelse med målsætningerne i OSPAR og HELCOM, der hidtil har haft stor indflydelse på strategien for den marine overvågning af miljøfarlige stoffer i bl.a. Danmark. I den sammenhæng har fokus været på målinger af miljøfarlige stoffer i biota og sediment og i langt mindre grad på målinger direkte i vandfasen, da brugen af disse matricer har en række reelle fordele sammenlignet med målinger direkte på vandprøver:

- koncentrationsniveauerne i biota og sediment er udtryk for længere eksponeringsperioder (fra dage/uger til år) og ikke øjeblikksbiler som vandfasemålinger. Herved opnås en mindre temporal variation
- opkoncentrering af persistente og bioakkumulerbare miljøfarlige stoffer, der bevirker, at man ofte kan detektere disse forbindelser (vandfasekoncentrationer er oftere under detektionsgrænsen)
- stoffernes biotilgængelighed er en indbygget del af målingerne, hvilket også set i økotoksikologisk perspektiv er særdeles relevant.

Det er dog ikke alle stoffer, der måles bedst i biota og sediment. I NOVANA-programmet måles vandopløselige pestider som Atrazin og Diuron i vandfasen, og for vandopløselige stoffer (typisk for $K_{ow} < 4$) og stoffer, der ikke opkoncentreres i fødekæden, er vand et udmærket medium at måle i, men stadig med det forbehold, at der kan være store tidslige variationer. Langt de fleste stoffer på de prioriterede lister fra EU, OSPAR og HELCOM er stoffer, der biokoncentreres og har lav opløselighed i vand.

OSPAR har tidligere (OSPAR, 1998) udviklet "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EAC), der er udledt ud fra lignende principper for risikovurdering som for kvalitetsstandarderne i VRD, men da EAC-værdierne ikke har været bindende, og der har været stor usikkerhed om, hvordan de skulle anvendes, har EAC-værdier hidtil kun været i brug i en begrænset omfang i forbindelse med rapportering og tolkning af data for miljøfarlige stoffer inden for OSPAR-området.

For at imødekomme de kommende forpligtelser beskrevet i VRD arbejdes der p.t. på at tilpasse EAC-kvalitetsstandarderne til en operationel marin strategi, så data for miljøfarlige stoffer i biota i højere grad kan anvendes i forbindelse med vurdering af miljøtilstanden (OSPAR, 2004). Grundlæggende gøres dette ved at revidere EAC-værdierne, så de kommer til at bygge på det samme datagrundlag, som har ligget til grund for kvalitetsstandarderne i VRD. Alternativet er, at nuværende marine overvågningsprogrammer kraftigt udvides og/eller omlægges for at imødekomme VRD's primære fokus på at vurdere miljøtilstanden ud fra målinger af miljøfarlige stoffer i vandfasen.

Inden for OSPAR's Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) lægges der meget vægt på at få en sammenhæng mellem monitoring i VRD og JAMP:

"It is particularly important that synergy is achieved between the monitoring activities under the JAMP and the requirements of EC Directives (such as those relating to the Water Framework Directive (WFD) and the Habitats Directive). So far as there is a spatial overlap in coastal waters between OSPAR and the WFD and an overlap in the issues addressed, there is a need to ensure a consistent approach in both organisations, and for each to prevent duplication by making the best use of the expertise and tools developed by the other." (citater fra OSPAR, 2004b)

Ligeledes anvender EU i stigende grad de produkter, der leveres af OSPAR i forbindelse med JAMP-overvågning, fx vil rapporter fra 2004 i OSPAR's MON-arbejdsgruppe vedrørende analyser af den tidlige udvikling af miljøskadelige stoffer i Nordsøen til OSPAR's Quality Status Report indgå i EU's fremtidige miljøtilstandsvurderinger.

Både Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen har efterspurgt analyser (principper og systemer) for, hvordan miljø- og naturkvaliteten kan klassificeres ud fra de foreliggende data om miljøfarlige stoffer mv. Analysen tager sit udgangspunkt i de principper der blev foreslået til en tilpasning af kvalitetsstandarder, der blev fremlagt på OSPAR/ICES workshop i Haag, 8-14 Februar 2004 (OSPAR, 2004) for, hvordan miljøfarlige stoffer i biota og sediment i det marine miljø kan indgå i relation til VRD og derved indirekte også på HD. Det skal i den sammenhæng bemærkes, at OSPAR stadigvæk mangler at fremlægge en mere gennemarbejdet version af de reviderede kvalitetsstandarder. Dette er dog ingen hindring for, at vi i dette oplæg kan udregne de tilsvarende kvalitetsstandarder for udvalgte miljøfarlige stoffer i biota og sediment vha. de beskrevne principper.

I VRD er der lagt op til, at miljøfarlige stoffer skal anvendes som parametre til at beskrive, om den økologiske tilstand er høj, god eller ikke god (dvs. moderat). OSPAR har foreslået, at miljøfarlige stoffer kan indgå i en karakterisering af en kvalitetsklasse mere (dvs. ringe). I denne analyse foreslår vi yderligere at udvide med en kvalitetsklasse (dvs. dårlig), så miljøfarlige stoffer kan indgå i et fem-klasse system parallelt til de biologiske kvalitetselementer.

For at illustrere, hvordan tilgængelig danske data for miljøfarlige stoffer på denne baggrund kan indgå i vurdering af miljøtilstanden, gives der afsluttende en klassifikation af koncentrationsniveauer af miljøfarlige stoffer i tre udpegede habitatområder.

Denne analyse har fokus på stofferne/stofgrupperne TBT, Cd og PAH:

- Tributyltin (TBT) er en organometallisk forbindelse, der hovedsageligt har været anvendt som antibegroningsmiddel i bundmalinger til skibe, hvilket har medført en udbredt TBT-forurening i de danske farvande. TBT er særdeles giftigt over for vandlevende organismer.
- Cadmium (Cd) som repræsentant for tungmetaller. Tungmetaller er naturligt forekommende, men antropogene tilførsler har yderligere bidraget til forhøjede niveauer af disse metaller. Tungmetaller som Cd, kviksølv og bly er giftige selv ved moderat forhøjede niveauer.
- Polyaromatiske hydrocarboner (PAH) indgår dels som komponenter i den tungere fraktion af råolier, dels dannes PAH under forskellige forbrændingsprocesser bl.a. af fossile brændstoffer. Øget PAH-forurening kan derfor forventes dels i forbindelse med oliespild til havs, dels som konsekvens af almindelig menneskelig aktivitet. Benzo(a)pyren (5-ring) er udvalgt som en repræsentant for de tunge og kronisk toksiske PAH-forbindelser. Derudover er også naphthalen (2-ring) valgt som repræsentant for de lette og mere vandopløselige PAH-forbindelser. Det skal dog bemærkes, at naphthalen principielt set ikke tilhører de "ægte" PAH-forbindelser.

TBT og PAH repræsenterer persistente organiske forbindelser med forskellige fysisk-kemiske egenskaber mht. opløselighed, damptryk, nedbrydelighed, bioakkumulationspotentiale etc. Cd repræsenterer et af de prioriterede tungmetaller. For sedimentkoncentrationer af alle stofferne kan det være fornuftigt at foretage en "normalisering" til et givent indhold af organisk kulstof eller lerindhold. Dette er der ikke taget hensyn til i denne rapport, da der ikke i VRD er lagt op til dette. Inden for OSPAR er der en normaliseringsguideline i OSPAR's retningslinier for sedimentovervågning (OSPAR, 2002b), og for NOVA-2003 og NOVANA indgår der analyser af de parametre/variable, som indgår i en evt. normalisering. Normalisering er indtil nu fortrinsvis anvendt ved sammenligning mellem geografiske områder og fastlæggelse af baggrundsværdier for metaller (OSPAR, 1997).

Yderligere tilføjes også en oversigt over danske data for TBT-specifikke biologiske effekter, hhv. imposex og intersex, i fem arter af havsnegle, hvor undersøgelser har påvist en udbredt forekomst af disse fænomener i de danske farvande. Disse data er også fortrinsvis indsamlet ved stationer, som er en del af de nationale og regionale overvågningsprogrammer. Disse data vil blive sammenholdt med koncentrationsmålinger af TBT i en integreret vurdering af miljøtilstanden i et udvalgt habitatområde.

5.3 Forslag til definition af kvalitetsklasser for miljøfarlige stoffer

Inden for VRD kan umiddelbart kun definitionen af høj og god økologisk tilstand relateres til kemiske kvalitetskriterier for prioriterede stoffer af miljøfarlige stoffer (Tabel 5.6).

For prioriterede syntetiske miljøfarlige stoffer er målsætningen inden for VRD (og OSPAR), at der skal opnås koncentrationsniveauer tæt på nul, og for ikke syntetiske forekommende miljøfarlige stoffer som fx tungmetaller, der svarer til oprindelige baggrunds-niveauer, hvilket kan relateres til målsætningerne for høj økologisk tilstand. Dette skal primært betragtes som et ønske om at opnå områder, der er uforstyrret af menneskelig aktivitet.

For at opnå klassifikationen god økologisk tilstand skal de pågældende koncentrationsniveauer være under kvalitetsstandarden "Ecological Quality Standards" (EQS). I VRD er det tiltænkt, at EQS skal beskrive en årlig middelværdi af målte koncentrationsniveauer, der ikke må overskrides. EQS svarer til "predicted no effect concentration" (PNEC), der er udledt på baggrund af en risikovurdering for hvert enkelt af de prioriterede stoffer som beskrevet i "Technical Guidance Document" (TGD, 2003). Ved koncentrationer over EQS vurderes det, at der er en risiko for alvorlige effekter i de mest følsomme arter forårsaget af langtidspåvirkninger til det pågældende stof.

For ikke syntetiske prioriterede stoffer, dvs. især for metaller, anvendes "added risk approach" til at udlede EQS som en sum af et forventet baggrunds-niveau og en maksimumkoncentration, som kan yderligere tilføres før, at det forårsager alvorlige effekter i økosystemet (MPA, "maximum permissible addition"), dvs. EQS = baggrunds-niveau + MPA.

I VRD er der i mange tilfælde yderligere fastsat en "Maximum Admissible Concentration Quality Standard" (MAC-QS) for de enkelte stoffer (FHI, 2003). Ved koncentrationsniveauer over MAC-QS vurderes det, at der i tillæg er en risiko for akutte effekter i de mest følsomme arter, primært mortalitet, hvorfor dette niveau ikke må overskrides selv i kortere eksponeringsperioder ift. at opnå god økologisk tilstand (TGD, 2003).

Tabel 5.6. Definition af de fysisk-kemiske kvalitetselementer for hhv. syntetiske og ikke syntetiske prioriterede stoffer i Vandrammedirektivet (VRD annex V til direktiv 2000/60/EC).

| High status | Good status | Moderate status |
|--|---|---|
| For specific synthetic pollutants: Concentrations close to zero and at least below the limits of detection of the most advanced analytical techniques in general use. | Concentrations not in excess of the standards set in accordance with the procedure in the Technical Guidance Document (TGD) for WFD, e.g. concentrations below EQS. | Conditions consistent with the achievement of the values specified for the biological quality elements. |
| For specific non-synthetic pollutants: Concentrations remain within the range normally associated with undisturbed conditions (background levels). | | |

EQS og MAC-QS er som sagt udledt på baggrund af økotoxikologiske risikovurderinger med henblik på at beskytte økosystemets struktur og funktion (TGD, 2003), men disse kvalitetsstandarder referer primært til en vurdering ud fra koncentrationsniveauer i vand, der ikke umiddelbart er relateret til akkumuleringsniveauer i biota. Derudover er alle de foreslåede kvalitetsstandarder for miljøfarlige stoffer i sediment ift. VRD kun karakteriseret som tentative og derfor ikke bindende. Dette skyldes, at de er udledt vha. principper om kemisk ligevægt, hvilket indebærer en ekstrapolation fra kvalitetsstandarderne for vandfasen til porevand til sediment og ikke på baggrund af toksicitetsdata med sedimentlevende organismer, hvilket ellers vurderes som værende mest korrekt. I VRD er miljøfarlige stoffer i biota som fx muslinger og fisk kun medtaget, hvis sekundær forgiftning af toppredatorer eller mennesker fra føde vurderes værende relevant, hvilket ikke nødvendigvis behøver at være de mest følsomme arter i økosystemet. Laverestående pelagiske og bentiske organismer kan i mange tilfælde være mere følsomme.

I den sammenhæng er der et problem, idet fokuseringen på primært koncentrationer i vand ikke umiddelbart synes forenelig med de hidtidige strategier for marine overvågningsprogrammer inden for OSPAR og HELCOM, dvs. også i Danmark. OSPAR har derfor foreslået, at der i en tilpasset marin strategi inddrages ekstrapolationer af koncentrationsniveauer, der kan forventes i muslinger på baggrund af koncentrationsniveauer i vand ved at multiplicere med estimerede middelværdier for biokoncentrationsfaktorer (BCF) for fx muslinger fra litteraturen (OSPAR, 1998; 2004). Det skal dog bemærkes, at brugen af muslinger til vurdering af koncentrationsniveauer ikke p.t. er omfattet af de bindende forpligtigelser i VRD, men nok i højere grad skal betragtes som operationelle værktøjer til vurdering og tolkning af marine overvågningsdata fra nationale monitoringsprogrammer udført i henhold til OSPAR/HELCOM konventionerne.

Som operationelt værktøj kan MAC-QS på samme måde som EQS ekstrapoleres ved multiplificering med BCF til et tilsvarende koncentrationsniveau, som kan forventes i muslinger. Dette niveau skal i denne sammenhæng ses som udtryk for et længerevarende eksponeringsniveau og ikke længere kun en kortere periode som MAC-QS ellers ifølge TGD (2003) er defineret til at kunne beskrive i vandfasen. Der kan dermed argumenteres for, at MAC-QS kan danne basis for en skelnen mellem kvalitetsklasserne moderat og ringe (OSPAR, 2004). Potentielt set kan der også argumenteres for, at $10 \cdot \text{MAC-QS}$ yderligere kan anvendes til skelne mellem kvalitetsklasserne ringe og dårlig som en yderligere overbygning for at klassificere et risikoniveau (Strand, 2003). Det skal dog igen bemærkes, at VRD i sig selv lægger op til, at de biologiske kvalitetselementer bliver bestemmende for karakteriseringen af et område som moderat, ringe eller dårlig (VRD *annex V til direktiv 2000/60/EC*).

På grund af de generelle vanskeligheder med direkte at kunne sammenkæde påvirkninger til miljøfarlige stoffer med ændringer i økosystemets struktur og funktion, som det især forventes i henhold til kvalitetsklasserne moderat, ringe og dårlig (Tabel 5.7), foreslås det i denne analyse, at der i højere grad fokuseres på, hvorvidt det kan

sandsynliggøres, at der er en risiko for, at alvorlige effekter forekommer i økosystemet forårsaget af påvirkninger til miljøfarlige stoffer.

I denne sammenhæng er det også nødvendigt at gøre opmærksom på de usikkerheder, som er knyttet til denne form for kemisk baseret vurdering af miljøtilstanden, hvor der forsøges direkte at koble imellem de kemiske og biologiske parametre. For det første er de arter, der har været anvendt i de toksicitetsforsøg som risikovurderingen for det enkelte stof er baseret på, ikke nødvendigvis repræsentative for danske marine områder, hvor forekomsten af mere følsomme eller måske mere tolerante arter ikke kan udelukkes. Risikovurderingen forsøger at tage højde for, at mere følsomme arter kan forekomme ved på beregningen af PNEC og derved EQS at medtage en usikkerhedsfaktor på mellem 2 og 1000 (ofte 10) afhængigt af størrelsen og kvaliteten af det datamateriale, der er tilgængeligt (TGD, 2003).

Dernæst vil effekter af miljøfarlige stoffer på vækst, reproduktion, adfærd og overlevelse, der vurderes som relevante i denne sammenhæng, ikke nødvendigvis give sig udslag i direkte ændringer i populationer og samfund i miljøet (Forbes og Calow, 2002), men det vurderes i VRD, at der er en vis risiko for det. Derudover er ekstrapolationer fra koncentrationsniveauer i vand til koncentrationsniveauer i sediment og biota vedhæftet adskillige antagelser og usikkerheder. Deriblandt, at ligevægtskonstanten, K_p , mellem porevand og sediment generelt kan anvendes til at vurdere biotilgængelighed af miljøfarlige stoffer og dermed toksiciteten af sediment og dermed til at kunne fastsætte en generel EQS for sediment. Der tages således ikke

Tabel 5.7. Forslag til definition og tolkning af fem kvalitetsklasser for koncentrationsniveauer for miljøfarlige stoffer i biota, der ved vha. biokoncentrationsfaktorer (BCF) er ekstrapoleret fra kvalitetsstandarderne defineret for vandfasen i VRD. I VRD er kun kvalitetsklasserne høj og god økologisk tilstand defineret for de kemiske parametre. De foreslåede principper til definition af kvalitetsklasserne moderat, ringe og dårlig skal kun betragtes som et forslag til et operationelt værktøj til at klassificere data for miljøfarlige stoffer og samtidig inkludere en vis form for graduerende biologisk/økotoxikologisk relevans/tolkning.

| | | |
|----------------|------------------------------------|--|
| Høj | tæt på nul (baggrund for metaller) | Koncentrationen af syntetiske stoffer er tæt på nul eller i det mindste under detektionsgrænsen for de mest avancerede analytiske metoder. For ikke syntetiske stoffer er koncentrationen tæt på baggrundsniveauet. |
| God | $<EQS * BCF$ | Koncentrationen af miljøfarlige stoffer overskrider ikke EQS. Alvorlige effekter i de mest følsomme arter vurderes mindre sandsynlig. |
| Moderat | $<MAC-QS * BCF$ | Moderate afvigelser i de biologiske samfund kan forekomme, da der er en risiko for alvorlige effekter i de mest følsomme arter forårsaget af langtidspåvirkninger til miljøfarlige stoffer. Derimod er alvorlige effekter forårsaget af korttidspåvirkninger mindre sandsynligt ¹ . |
| Ring | $<10 * MAC-QS * BCF$ | Større afvigelser i de biologiske samfund kan forekomme, da der er en risiko for alvorlige effekter i de mest følsomme arter forårsaget af korttidspåvirkninger til miljøfarlige stoffer ¹ . |
| Dårlig | $>10 * MAC-QS * BCF$ | Slemme afvigelser i de biologiske samfund kan forventes, da alvorlige effekter i både mere og mindre følsomme arter forårsaget af såvel langtids- og korttidspåvirkninger til miljøfarlige stoffer er sandsynlig ¹ . |

¹ Det skal bemærkes, at MAC-QS i denne sammenhæng ikke nødvendigvis kun refererer til koncentrationsniveauer under korttidspåvirkninger, da kvalitetsstandarderne er ekstrapoleret til kvalitetsstandarder for biota, der nødvendigvis vil afspejle koncentrationsniveauer forårsaget af længere tids eksponering og akkumulering.

højde for fx den store heterogenitet, der findes i sammensætning, kornstørrelse og porøsitet i sediment selv lokalt inden for geografisk begrænsede områder, hvilket medfører en stor naturlig variabilitet i Kp. Tilsvarende antages det, at BCF generelt kan anvendes til at udregne korresponderende koncentrationer i biota, fx i muslinger, selv om middelværdier af BCF for fx muslinger fra litteraturen kan dække over forskelle på flere størrelsesordner (OSPAR, 1998).

Af bl.a. de ovennævnte grunde bør de økologiske kvalitetsklasser defineret på baggrund kemiske parametre (Tabel 5.7) først og fremmest betragtes som et operationel værktøj til vurdering og tolkning af kemiske målinger for de forskellige prioriterede miljøfarlige stoffer. Ved at sammenligne målte koncentrationer med disse økotoxikologisk baserede kvalitetskriterier kan det vurderes, i hvilken grad der er en risiko for, at der forekommer effekter af miljøfarlige stoffer på organismer/samfund i det marine miljø. Hvis signifikante effekter er sandsynliggjort, kan det bl.a. overvejes, hvordan dette kan danne basis for planlægning af mere målrettede strategier for opfølgende undersøgelser af påvirkninger i de pågældende biologiske samfund. Fx for TBT vil den kemiske tilstandsvurdering kunne suppleres med effektundersøgelser af forekomsten af imposex og intersex i havsnegle (se afsnit 5.3.2).

5.3.1 Foreløbige forslag til klassifikation-scenarier for TBT, Cd og PAH

De foreslåede kvalitetsstandarder i VRD hhv. EQS og MAC-QS for de udvalgte miljøfarlige stoffer i vand og de tentative EQS for sediment (FHI, 2003) er angivet i Tabel 5.3. Derudover er der i Tabel 5.8 angivet ekstrapolerede værdier af EQS og MAC-QS for i muslinger og MAC-QS i sediment. Dette er sammenlignet med det tidligere interval af EAC-værdier som foreslået af OSPAR (OSPAR, 1998) samt kvalitetskrav for vandområder og krav til udledninger af visse til bl.a. havet som defineret i bekendtgørelse nr. 921 (MST 1996) .

Tabel 5.8. Nuværende og derfra ekstrapolerede kvalitetsstandarder for udvalgte miljøfarlige stoffer i vand, sediment og muslinger, hhv. "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EAC) defineret af OSPAR (OSPAR, 1998), "Ecological Quality Standard" (EQS) og "Maximum Admissible Concentration Quality Standard" (MAC-QS), begge defineret i forbindelse med EUs VRD (FHI, 2003) samt kvalitetskrav for vandområder og udledninger til havet defineret i bekendtgørelse nr. 921 (MST 1996) .

| | EQS (VRD) | MAC-QS (VRD) | EAC (OSPAR) | BEK. 921 |
|---|--|---------------------|--------------|----------|
| TBT i vand (ng TBT/l) | 0.1 | 1.5 | 0.01 - 0.1 | 1 |
| TBT i blåmuslinger (μg TBT/kg ts) | 10 ^a | 150 ^a | 1 - 10 | i.a. |
| TBT i sediment (μg TBT/kg ts) | 0.01 | 0.15 ^b | 0.005 - 0.05 | i.a. |
| Cd i vand (μg Cd/l) | 0.21 (MPA) ^c + ~0.02 (baggrund) ^c | ikke angivet (i.a.) | 0.01 - 0.1 | 2.5 |
| Cd i muslinger (mg Cd/kg ts) | 5 ^d (baggrund: <1.3) ^c | i.a. | i.a. | i.a. |
| Cd i sediment (mg Cd/kg ts) | 2.3 (MPA) ^e + 0.2 (baggrund) ^c | i.a. | i.a. | i.a. |
| Benzo(a)pyren i vand ($\mu\text{g/l}$) | 0.005 | 0.05 | 0.01 - 0.1 | 0.001 |
| Benzo(a)pyren i muslinger (mg/kg ts) | 0.7 ^f | 6.8 ^b | 5 - 50 | i.a. |
| Benzo(a)pyren i sediment (mg/kg ts) | 0.25 | 2.5 ^b | 0.1 - 1 | i.a. |
| Naphthalen i vand ($\mu\text{g/l}$) | 1.2 | 80 | 5 - 50 | 1 |
| Naphthalen i muslinger (mg/kg ts) | 0.2 ^g | 13.6 ^g | 0.5 - 5 | i.a. |
| Naphthalen i sediment (mg/kg ts) | 34 ^h | 2300 ^b | 0.05 - 0.5 | i.a. |

^a estimeret ved at anvende $BCF = 100.000$ l/kg ts for TBT som angivet af OSPAR (1996).

^b estimeret ved at anvende forhold mellem EQS og MAC-QS for vand.

^c EQS = Baggrundskoncentration + MPA . Baggrundsniveauet af Cd i sediment i Kattegat og Østersø er skønnet til at være ca. 0.02 $\mu\text{g/l}$ i havvand (Larsen, unpubl.), 0.2 mg/kg ts vha. dybe sedimentsøjler og <1.3 mg/kg ts i muslinger fra Kattegat (Swedish EPA, 2000). Optimalt set bør især baggrundsniveauet fastsættes på en mere regional/lokal basis.

^d EU grænseværdi for Cd i muslinger beregnet til human konsum (FHI, 2003), omregnet fra mg/kg vø til mg/kg ts.

^e MPA for Cd i sediment er p.t. kun fastsat for ferskvands-sedimenter, pga. manglende data for toksicitet i marine sedimenter.

^f estimeret ved at anvende $BCF = 135.000$ l/kg ts for B(a)P som angivet af OSPAR (1996).

^g estimeret ved at anvende $BCF = 170$ l/kg ts for naphthalen som angivet af OSPAR (1996).

^hEQS for sediment er estimeret, selvom det ikke er pålagt i VRD, da $K_p < 3$.

Ud fra Tabel 5.8 og de principper, der er beskrevet i afsnit 5.3 og især i Tabel 5.7, kan de fem kvalitetsklasser høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk status for de udvalgte 4 stoffer beregnes som opgjort i Tabel 5.9.

Tabel 5.9. Forslag til fem kvalitetskriterier for TBT, Cd, benzo(a)pyren og naphthalen i vand, sediment og blåmuslinger. Kriterierne foreslået for kvalitetsklasserne moderat, ringe og dårlig skal kun betragtes som operationelle værktøjer til at klassificere data, men ikke som værende bindende som del af direktiverne.

| | Høj | God | Moderat | Ringe | Dårlig |
|--------------------------------------|-------------------|------------|-------------|------------|--------|
| TBT i vand (ng TBT/l) | tæt på 0 (< 0.01) | <0.1 | 0.1–<1.5 | 1.5-15 | >15 |
| TBT i blåmuslinger (µg TBT/kg ts) | tæt på 0 (<1) | 1-<10 | 10 –<150 | 150-1500 | >1500 |
| TBT i sediment* (µg TBT/kg ts) | tæt på 0 | <0.01* | 0.01–<0.15* | 0.15-1.5* | >1.5* |
| Cd i vand (µg Cd/l) | ~0.02 | ~0.02-0.23 | >0.23 | * | * |
| Cd i muslinger (mg Cd/kg ts) | <1.3 | <5 | >5 | * | * |
| Cd i sediment (mg Cd/kg ts) | 0.2 | 0.2-<2.5 | >2.5 | * | * |
| Benzo(a)pyren i vand (µg/l) | tæt på 0 | <0.005 | 0.005-<0.05 | 0.05-0.5 | >0.5 |
| Benzo(a)pyren i muslinger (mg/kg ts) | tæt på 0 | <0.7 | 0.7-<6.8 | 6.8-68 | >68 |
| Benzo(a)pyren i sediment (mg/kg ts) | tæt på 0 | <0.25 | 0.25-<2.5 | 2.5-25 | >25 |
| Naphthalen i vand (µg/l) | tæt på 0 | <1.2 | 1.2-<80 | 80-800 | >800 |
| Naphthalen i muslinger (mg/kg ts) | tæt på 0 | <0.2 | 0.2-<13.6 | 13.6-136 | >136 |
| Naphthalen i sediment (mg/kg ts) | tæt på 0 | <34 | 23-<2300 | 2300-23000 | >23000 |

*: multiplificering med en faktor på 10 vurderes umiddelbart ikke som værende fornuftigt for cadmium.

#: tentative, se også Tabel 5.10 og tekst om TBT i sediment nedenfor.

Kvalitetsstandarderne for sediment foreslået i VRD er også medtaget i Tabel 5.9, selvom disse på nuværende tidspunkt alle er tentative. Dette skyldes som sagt, at det vurderes, at de er behæftet med stor usikkerhed, da de alle er udregnet vha. kemiske principper om ligevægt og ikke direkte på baggrund af risikovurdering baseret på data for toksiciteten af sediment for sedimentlevende organismer (TGD, 2003). Hvis kvalitetsstandarderne udregnes som ønsket på baggrund af toksicitet af sediment, kan det ikke udelukkes at medføre markante afvigelser i, hvilke koncentrationsniveauer der kan klassificeres som acceptable. Eksempelvis ud fra toksicitetsdata for TBT i sediment kan EQS = 1.2 µg/g tørstof og MAC-QS = 50 µg /g ts beregnes (Strand, 2003), hvilket er mere end 100 gange højere end kvalitetsstandarderne angivet i Tabel 5.4, som er estimeret vha. kemisk ligevægt. I så fald vil de fem kvalitetsklasser for TBT i sediment blive defineret som i Tabel 5.10.

Tabel 5.10. Forslag til reviderede kvalitetskriterier for TBT i sediment baseret på økotoxikologiske data for sedimentlevende organismer (Strand, 2003).

| | Høj | God | Moderat | Ringe | Dårlig |
|-------------------------------|------------|-------|---------|--------|--------|
| TBT i sediment (µg TBT/kg ts) | tæt på nul | < 1.2 | 1.2-<50 | 50-500 | >500 |

Det skal bemærkes, at der i de pågældende eksempler er mindre uoverensstemmelser mellem kvalitetsstandarderne, der danner baggrund for god økologisk tilstand i VRD (FHI, 2003) og de hidtidige

kvalitetskrav defineret i bekendtgørelse nr. 921 (MST 1996). Især for TBT og cadmium, hvor kvalitetskravet er 10 gange lavere i VRD, hvorimod værdierne er mere sammenlignelige for benzo(a)pyren og naphthalen. I den sammenhæng skal det nævnes, at kvalitetskravene i bekendtgørelse nr. 921 både omhandler koncentrationsniveauer til stede i vandområder og i punktkilder som fx direkte udledninger til vandområder. Derimod er kvalitetsstanderne for god økologisk tilstand i VRD fortrinsvis møntet på klassificering af vandområder, selvom en kobling til udledninger af miljøfarlige stoffer også kan gøres som beskrevet i vejledning nr. 9610 om principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand (MST 2004).

5.3.2 Foreløbigt forslag til klassifikations-scenarier for imposex/intersex hos havsnegle

Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle irreversible hanlige køns karakterer som penis og sædleder, der i værste fald kan medføre, at hunnerne bliver sterile. Udviklingen af de synlige deformiteter er en følsom og meget specifik respons på TBT, der er anvendt som antibegroningsmiddel i bundmalinger til skibe.

Hvor fremskreden udviklingen af imposex i havsnegle er inden for et område, beskrives med et Vas Deferens Sekvens Indeks (VDSI), der er en midlet værdi af alle observerede imposex-stadier. Tilsvarende beskrives intensiteten af intersex med et Intersex Indeks (ISI). Den maksimale værdi for VDSI og ISI i de undersøgte arter er 4,0. Det skal understreges, at de undersøgte arter ikke er lige følsomme over for TBT-forekomst.

Blandt de mest følsomme arter hører purpursnegl (*Nucella lapillus*), der i Danmark kun lever på høfder og moler på den jyske vestkyst. Purpursneglen er ellers den foretrukne art i overvågningsprogrammer inden for OSPAR-området. I det nationale danske overvågningsprogram (NOVA-2003/NOVANA) er undersøgelserne derfor blevet fokuseret på fire andre arter af havsnegle, hhv. dværgkonk (*Hinia reticulata*), almindelig konk (*Buccinum undatum*), rødkonk (*Neptunea antiqua*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*), idet disse arter også er udbredt i store dele af de indre danske farvande.

Baseret på danske og udenlandske undersøgelser af forskellige sneglearter, der lever i samme områder, er det muligt at sammenligne, hvor følsomme for TBT de enkelte arter er mht. udvikling af imposex og intersex. Desuden er der for flere arter bestemt gode sammenhænge mellem eksponering til nominelle koncentrationer af TBT, og hvor fremskreden udviklingen af imposex og intersex er.

Disse forhold medfører, at der med relativ god sikkerhed kan opstilles kvalitetsklasser, der dels kan relateres til TBT-niveauer inkl. de kemiske kvalitetsstandarder i det marine miljø, dels kan inddrage flere relevante arter af havsnegle. Sidstnævnte bevirker, at man kan sammenholde niveauet af TBT og deraf følgende effekter i forskellige typer af farvandsområder fra tidevandszonen og kystnære områder i

fjorde og til åbne farvande i Bælthavet, Kattegat, Skagerrak og Nord-søen.

Forslag til kvalitetsklasser

Fastlæggelsen af kvalitetsklasser for biologiske effekter forårsaget af TBT kan inden for Vandrammedirektivet umiddelbart angribes på to måder (OSPAR 2002, Strand 2003, OSPAR, 2003):

De fysisk-kemiske kvalitetsstandarder for TBT, dvs. "tæt på nul", de økologiske kvalitetsstandarder EQS = 0,1 ng TBT/l og MAC-QS = 1,5 ngTBT /l, er som understøttende variable styrende for fastlæggelsen af hhv. høj og god økologisk status, hvorved hele økosystemet kan vurderes som værende beskyttet.

Definitionen af de biologiske kvalitetslementer for bentisk fauna er styrende for fastlæggelsen af kvalitetsklasserne. Derved vurderes, at kun effekter, som kan forårsage ændringer i populationer af havsnegle, og som med sikkerhed kan relateres til effekter forårsaget af TBT, er af væsentlig betydning ved fastlæggelsen af grænsen mellem god og moderat økologisk status. Derved kan kun sterilitet og mortalitet pga. imposex og intersex vurderes som væsentlige effekter, da mildere stadier af imposex og intersex kun er sammenkædet med effekter på individ- eller subindivid-niveau (dvs. VDSI \leq 4 eller ISI \leq 0.7). Dette kan omfatte selv situationer, hvor 100 % af en population har udviklet imposex eller intersex.

Den vigtigste forskel på de to forslag er umiddelbart fastlæggelsen af grænsen mellem god og moderat økologisk status. Derudover ligger i begge forslag også mulighed for at udbygge definitionerne til at omfatte fem kvalitetsklasser som beskrevet i VRD hhv. høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk status, da det faktisk er muligt at graduere både mht. nominelle koncentrationer af TBT og mht. risikoen for, hvordan effekterne kan komme til udtryk som ændringer i økosystemet.

Scenarium 1

Dette forslag (Tabel 5.11) er baseret på metode 1, jf. ovenstående, og som også er harmoniseret med de fem kvalitetsklasser defineret ud fra kemiske og økotoxikologiske principper i Tabel 5.7.

Tabel 5.11. Scenarium 1 til forslag af definition for fem kvalitetsklasser for TBT-specifikke effekter i havsnegle.

| Status klasse | Høj | God | Moderat* | Ringe | Dårlig |
|--------------------------------------|--------|-----------|-----------|---------|------------|
| VDSI i purpurnegl | < 0.3 | 0.3-< 2 | 2-4 | >4->5 | Forsvundet |
| ISI i alm. strandsnegl | | < 0.3 | | 0.3-1.2 | >1.2 |
| VDSI i rødkonk | < 0.3 | 0.3-< 2 | 2-4 | (4+) | (4+) |
| VDSI i alm. konk | | < 0.3 | 0.3-< 2 | 2-4 | (4+) |
| VDSI i dværgkonk | | < 0.3 | 0.3-< 2 | 2-4 | (4+) |
| Approx. TBT konc. (aq) (ng TBT/l) | < 0.01 | 0.01-<0.1 | 0.1-< 1.5 | 1.5-15 | > 15 |

*: Scenariet er i overensstemmelse med de provisionelle effektvurderingskriterier i (OSPAR, 2004c). Bemærk dog, at OSPAR opererer med 6 klasser: A-F. Klasse D og E i OSPAR kriterierne er her lagt sammen for at passe med beskrivelsen i Tabel 5.7

En kortfattet økotoksikologisk tolkning af den i Scenarium 1 foreslåede klasseinddeling kan sammenfattes til følgende:

| | |
|----------------|---|
| Høj | TBT-koncentration og deraf følgende effekter er "tæt på nul". Frekvensen af imposex er mindre end 30% i populationer af purpurnegl, der tilhører de mest følsomme arter af gastropoder. |
| God | Koncentrationen af TBT vurderes at være lavere end 0,1 ng/l, dvs < EQS. Op til 100% imposex kan forekomme i de mest følsomme gastropod-populationer, men der vurderes at være minimal risiko for langtidseffekter i økosystemet. |
| Moderat | Koncentrationen af TBT vurderes at være lavere end 1,5 ng/l, dvs < MAC-QS. - Forekomst af sterile hunner i gastropod-populationer er mindre sandsynligt, men der vurderes at være risiko for langtidseffekter i økosystemet. Derimod er risikoen for akutte effekter ikke sandsynlig. Sterile hunner forekommer i de mere og eventuelt i de mindre følsomme gastropod-populationer. Der vurderes at være risiko for akutte effekter i de mest følsomme arter i økosystemet. |
| Ringe | De mest følsomme gastropod-populationer er forsvundet. Sterile hunner kan dominere i de mindre følsomme gastropod-populationer. Risiko for både langtids-effekter og akutte effekter i en række arter i økosystemet. |
| Dårlig | |

Fordele og ulemper ved Scenarium 1 er kortfattet vurderet og sammenfattet i Tabel 5.12.

Tabel 5.12. Fordele og ulemper ved Scenarium 1.

| Fordele | Ulemper |
|---|--|
| <p>Fastlæggelsen af kvalitetsklasser kan tilnærmelsesvis harmoniseres med de fysisk-kemiske kvalitetsstandarder for TBT, hvorved imposex og intersex i havsnegle kan supplere de kemiske koncentrationsmålinger i bl.a. vand og muslinger i forbindelse med en samlet tilstandsvurdering af TBT-forureningen i havmiljøet.</p> <p>Beskyttelsesniveauet mht. fastlæggelsen af god økologisk status er defineret til også at inddrage risiko for langtidseffekter som fx reduceret reproduktion, vækst, rekruttering og funktion hos de mest følsomme marine organismer ved lavere TBT-koncentrationer end hvor havsnegle bliver decideret sterile pga. TBT. Derved vurderes hele økosystemet at være beskyttet.</p> <p>Også havsnegle, som ikke udvikler sterile hunner som en direkte konsekvens af imposex, kan inddrages i fastlæggelsen af kvalitetsklasser. Deriblandt rødkonk, alm. konk og dværgkonk, der alle indgår i det løbende danske overvågningsprogram.</p> | <p>I områder, der vil kunne klassificeres som værende af moderat status, kan TBT-niveauet ikke nødvendigvis direkte sammenkædes med observerbare ændringer på populations- eller samfundsniveau. Derimod kan det vurderes, at der er en risiko for sådanne effekter.</p> |

Scenarium 2

Dette forslag er baseret på metode 2, jf. beskrivelsen på side 9.

Tabel 5.13. Scenarium 2 til forslag af definition for fem kvalitetsklasser for TBT-specifikke effekter i havsnegle.

| Status klasse | Høj/God | Moderat | Ringe | Dårlig |
|--------------------------------------|---------|-----------|------------------|--------|
| VDSI i purpurnegl | < 4 | > 4-5 | > 5 - Forsvundet | |
| ISI i alm. strandsnegl | < 0.3 | 0.3-< 0.7 | 0.7-1.2 | > 1.2 |
| Approx. TBT konc. (aq) (ng TBT/l) | < 5 | ~ 5 | > 5-40 | > 40 |

En kortfattet økotoksikologisk tolkning af den i Scenarium 2 foreslåede klasseinddeling er:

| | |
|----------------|---|
| Høj | Sterile hunner i gastropod-populationer er ikke sandsynligt. |
| God | |
| Moderat | Sterile hunner forekommer i de mest følsomme gastropod-populationer. |
| Ringe | |
| Dårlig | Sterile hunner forekommer både i de mere og mindre følsomme gastropodpopulationer, hvis de ikke helt er forsvundet. |

Fordel og ulemper ved Scenarium 2 er kortfattet vurderet og sammenfattet.

Tabel 5.14. Fordele og ulemper ved Scenarium 2.

| Fordele | Ulemper |
|--|--|
| I områder, der vil skulle klassificeres som værende af moderat økologisk status, kan TBT-niveauet direkte sammenkædes med observerbare effekter, der kan medføre ændringer på populations- eller samfundsniveau. | <p>Fastlæggelsen af kvalitetsklasser kan ikke umiddelbart harmoniseres med de fysisk-kemiske kvalitetsstandarder for TBT, bestemt på baggrund af de kemiske koncentrationsmålinger i bl.a. vand og muslinger.</p> <p>Et lavere beskyttelsesniveau end i scenarie 1. Selvom et område vil skulle klassificeres som værende af god økologisk status, er der alligevel en risiko for langtidseffekter som fx reduceret reproduktion, vækst, rekruttering og funktion hos de mest følsomme marine organismer.</p> <p>Andre arter af havsnegle end purpursnegl og alm. strandsnegl kan ikke umiddelbart inddrages i fastlæggelsen af kvalitetsklasser. Deriblandt rødkonk, alm. konk og dværgkonk, der ellers alle indgår i det danske overvågningsprogram, da disse arter ikke udvikler sterile hunner som en direkte konsekvens af imposex.</p> |

Hvorvidt Scenarium 1 eller 2 bør lægges til grund for vurdering af den aktuelle økologiske status i de danske kystvande, er en politisk/administrativ vurdering, som ligger uden for rammerne af dette projekt. Dette projekt/notat skal alene at bidrage med et fagligt grundlag for denne beslutning.

5.4 Eksempler på, hvordan miljøfarlige stoffer kan indgå i vurdering af miljøtilstanden i tre udvalgte habitatområder

Afsluttende gives der illustrative eksempler på, hvordan tilgængelige data kan indgå i en vurdering af miljøtilstanden for tre udvalgte habitatområder hhv. vestlige Limfjord ved Nissum Bredning (habitatområde nr. 28), Roskilde Fjord (habitatområde nr. 120) samt i Vadehavet (habitatområde nr. 78).

Den grafiske præsentation er udført vha. en interpolation i ARCVIEW GIS mellem koncentrationsmålinger af den styrende variabel. Interpolationen er udført i cirkler omkring de enkelte stationer. Det interpolerede område er farvet efter den klasse, som de interpolerede koncentrationer tilhører. Stationerne, der er anvendt til interpolation, er afbilledet som små trekantede, hvis farve svarer til klassifikationen, dog med en lidt svagere farvetoning end for de interpolerede områder, og muslingerne er angivet som større cirkler med en farve svarende til klassifikationen, også i en lidt svagere toning.

5.4.1. Vurdering af Cd-niveauet i sediment og muslinger i Roskilde Fjord og Isefjord

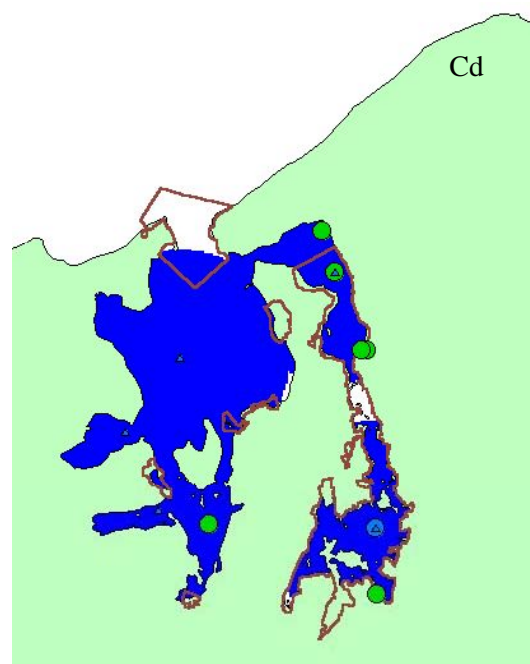
Roskilde, Frederiksborg og Vestsjællands amter har undersøgt for cadmium i sediment og blåmuslinger i Roskilde Fjord og Isefjord dels i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NOVA 2003 og dels i forbindelse med regionale undersøgelser.

Koncentrationen af cadmium i sediment er i alle områder over det baggrundsniveau på 0.2 mg Cd/kg ts, som svenske undersøgelser af dybe sedimentsøjler har vurderet som værende til stede i førindustrielle tider, men ingen af målingerne overskrider kvalitetsstandardens fastsat ifølge TGD (2003). Alle sedimentdata tyder derfor på, at Roskilde Fjord og Isefjord er i god økologisk tilstand. Målingerne i blåmuslinger tyder til gengæld på, at disse fjorde er i høj økologisk tilstand, da de er vurderet at være inden for det baggrundsniveau, der forekommer i Kattegat-området. Kun i Roskilde Bredning indikerer Cd-niveauet i blåmuslinger, at området er i en god økologisk tilstand (Figur 5.5). Der er derved en mindre uoverensstemmelse mellem kvalitetsklasserne for Cd i sediment og muslinger, men både høj og god tilstand anses som acceptable. Til sammenligning ligger niveauet i havvand typisk på 2-30 ng Cd/l i nyere tid med de laveste værdier målt i Nordsøen og Skagerak. For Roskilde Fjord er der fundet 8-22 ng Cd/l i en undersøgelse for Roskilde Amt udført i 2002. Dette niveau svarer til høj til god økologisk tilstand, hvis baggrundsværdien for Roskilde Fjord sættes til 10-20 ng/l (Larsen, 2003).

Figur 5.5. Vurdering af Cd-niveauet i Roskilde Fjord og Isefjord.

Isoplottet er baseret på klassifikation af data for Cd-koncentrationer i sediment, hvor stationer er angivet med trekanter (Δ).

Til sammenligning er Cd koncentrationer i muslinger markeret med cirkler (O), hvor klassifikationen i henhold til farveskalaen er angivet inde i cirklen.

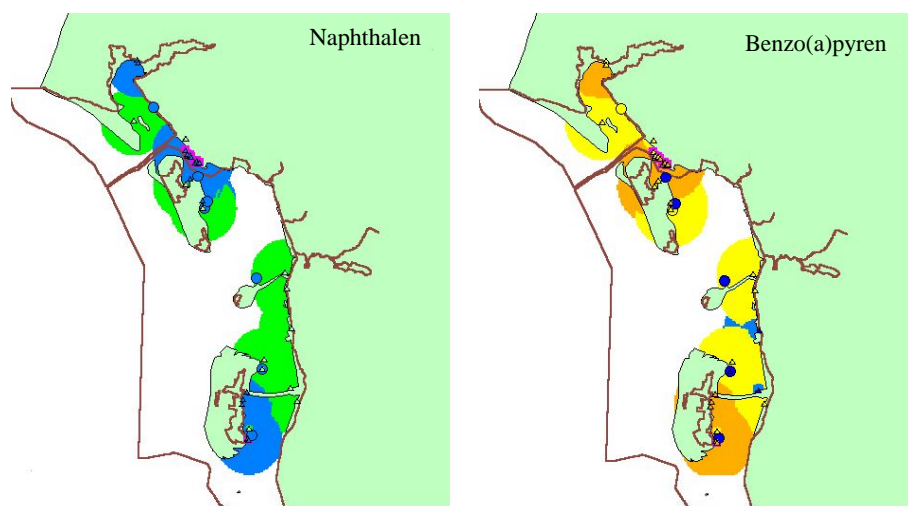


5.4.2 Vurdering af PAH-niveauet i sediment og muslinger i Vadehavet

Ribe og Sønderjyllands amter har undersøgt for forskellige PAH-forbindelser inkl. naphthalen og benzo(a)pyren i sediment og blåmuslinger, dels i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NOVA 2003 og dels i forbindelse med regionale undersøgelser.

Med hensyn til naphthalen vil niveauet i sediment klassificere Vadehavet til at være i høj økologisk tilstand, men områderne ud for Varde Å's udløb, Esbjerg Havn og Rømø Havn (både inden for og inden i havnene) vurderes som værende i god økologisk tilstand. Til sammenligning tyder målingerne i blåmuslinger på, at hele Vadehavet kan klassificeres som værende i god økologisk tilstand. Kvalitetsklasserne for naphthalen i sediment og blåmuslinger synes til en vis grad at supplere hinanden.

For benzo(a)pyren vil niveauet i sediment derimod klassificere Vadehavet som værende i moderat eller ringe økologisk tilstand med undtagelse af enkelt måling i Juvre Dyb, der tyder på en god økologisk tilstand. Især områderne ud for Varde Å's udløb, Esbjerg Havn og Rømø Havn (både uden for og inden i havnene) vurderes som værende i ringe økologisk tilstand ud fra kvalitetsklasserne foreslået i Tabel 5.9. Derimod indikerer målingerne af benzo(a)pyren i blåmuslinger, at hele Vadehavet kan klassificeres som værende i god økologisk tilstand. Der er derfor dårlig overensstemmelse mellem kvalitetsklasser foreslået for benzo(a)pyren i hhv. sediment og blåmuslinger.



Figur 5.6. Vurdering af PAH-niveauet i Vadehavet ud fra data for hhv. naphthalen og benzo(a)pyren. Isoplottet er baseret på klassifikation af data for PAH-koncentrationer i sediment, hvor stationer er angivet med trekanter (Δ). Til sammenligning er PAH-koncentrationer i muslinger markeret med cirkler (O), hvor klassifikationen i henhold til farveskalaen er angivet inde i cirklen.

5.4.3 Vurdering af niveauet af TBT i muslinger og TBT-effekter i havsnegle i den vestlige Limfjord

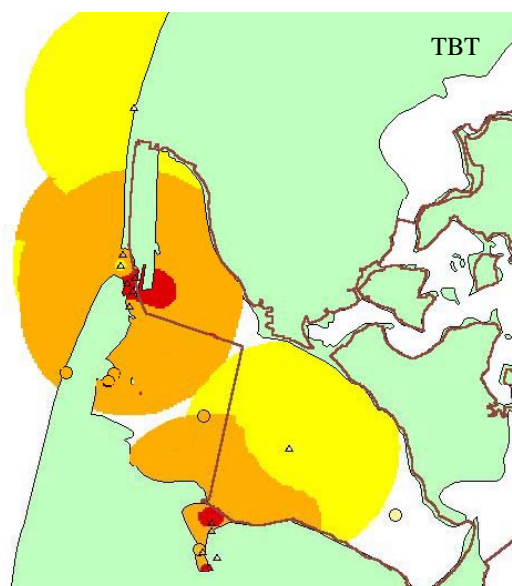
Ringkøbing Amt har i 2002 og 2003 foretaget en undersøgelse af udbredelsen af TBT i den Vestlige Limfjord og på Vestkysten. TBT-målinger er fortrinsvis foretaget i blåmuslinger og sediment, men derudover har amtet også udført en større undersøgelse af TBT-specifikke effekter i havsnegle med fokus på imposex i dværgkonk og intersex i almindelig strandsnegl. DMU har derudover også undersøgt for imposex i purpursnegl ved Agger Tange.

På baggrund af de fem kvalitetsklasser defineret for TBT-specifikke effekter i havsnegle (Tabel 5.11) kan den vestlige Limfjord klassificeres som værende i moderat eller ringe økologisk tilstand, og ved havnene i Thyborøn og Lemvig kan selv en dårlig økologisk tilstand forekomme. Klassifikationen af miljøtilstanden ud fra TBT-målingerne i blåmuslinger (Tabel 5.9) er i god overensstemmelse med dette, hvilket tyder på, at definitionerne af de kemiske og biologiske kvalitetsklasser supplerer hinanden godt (Figur 5.7). Undersøgelser af TBT i blåmuslinger og TBT-specifikke effekter i havsnegle fremstår derfor som nyttige indikatorer til vurdering af miljøtilstanden. Til sammenligning er koncentrationen af TBT i vand og sediment forventeligt under eller tæt på den analytiske detektionsgrænse i det pågældende område, selvom området må vurderes som værende i moderat eller ringe økologisk tilstand. Detektionsgræsen i disse matricer svarer til en klassifikation som moderat-ringe tilstand.

Figur 5.7. Vurdering af TBT-niveauet i den vestlige Limfjord.

Isoplottet er baseret på klassifikation af data for TBT-specifikke effekter i havsnegle i forhold til Scenarium 1, hvor stationer er angivet med trekanter (Δ).

Til sammenligning er målte TBT-koncentrationer i muslinger markeret med cirkler (O), hvor klassifikationen i henhold til farveskalaen er angivet inde i cirklen.



5.5 Konklusion

Med Danmarks placering i OSPAR og HELCOM synes det nødvendigt, at der opnås en overensstemmelse mellem OSPAR/HELCOM og VRD/HD mht. krav til overvågning og tolkning af data for miljøfarlige stoffer.

Med denne analyse foreslår vi en metode, der kan åbne for, at miljøfarlige stoffer i sediment og biota samt TBT-specifikke effekter i havsnegle kan indgå som relevante indikatorer til en vurdering af miljøtilstanden i det marine miljø i henhold til VRD/HD. Ud fra de foreslåede principper til definition af fem kvalitetsklasser for miljøfarlige stoffer i biota og sediment med relation til kvalitetsklasserne i VRD, hhv. høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand, synes det muligt at kunne sammenligne målte koncentrationer med økotoxikologisk baserede kvalitetskriterier for de enkelte stoffer. Derved åbnes der mulighed for at sandsynliggøre, hvorvidt der er en risiko for, at der forekommer alvorlige effekter af miljøfarlige stoffer på organismer/samfund i det marine miljø. Det skal dog gøres opmærksom på, at VRD lægger op til, at de kemiske kvalitetselementer

såsom måling af miljøfarlige stoffer kun skal indgå i en vurdering af, om den økologiske tilstand er høj, god eller ikke god. Forslaget til fem kvalitetsklasser i denne analyse skal derfor snarere ses som et operationel værktøj til at vurdere og tolke marine data for miljøfarlige stoffer over et bredere koncentrationsinterval.

I nogen tilfælde, fx Cd og naphthalen, synes der at være en rimelig god overensstemmelse mellem kvalitetsklasserne klassificeret ud fra data for hhv. sediment og blåmuslinger. Derimod synes der at være en relativ stor uoverensstemmelse for benzo(a)pyren afhængigt af, om klassifikationen bygger på data for sediment eller blåmuslinger.

For TBT synes der også at være en relativ god overensstemmelse for kvalitetsklasser defineret for TBT i blåmuslinger og scenarium 2 for TBT-specifikke effekter i havsnegle. Dette åbner en god mulighed for at koble kemiske og biologiske parametre i en integreret vurdering af miljøtilstanden.

Vedrørende det nuværende datamateriale (fra efter 1990) forefindes der data for miljøfarlige stoffer i sediment og muslinger fra ca. halvdelen af de udpegede habitatområder, især tungmetaller og TBT, lidt færre for PAH og PCB og meget få for andre prioriterede miljøfarlige stoffer. Det er især kystnære habitatområder, der er dækket via nationale og regionale undersøgelser herunder via NOVA2003, hvori kun få habitatområder i mere åbne farvande er dækket af datamaterialet. For TBT-specifikke effekter i havsnegle er også ca. halvdelen af de udpegede habitatområder dækket.

Referencer

Referencer til afsnit 5.1 –5.3

FHI 2003. Substance datasheets on priority substances in the Water Frame Directive, drafts from 300903 provided for EC by the Fraunhofer Institute, Germany.

Lepper, P. 2002. Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the Water Framework Directive (incl. first draft to substance data sheet on tributyltin compounds). Preparatory work for the European Commission. Report from the Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 04 September 2002; 124 pp.

Miljøstyrelsen 1996. Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljøstyrelsen, Bekendtgørelse nr. 921 af 08/10/1996.

Miljøstyrelsen 2004. Vejledning om principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Miljøstyrelsen. Vejledning nr. 9610 af 18/11/2004.

OSPAR 1997. Agreed Background/Reference Concentrations for Contaminants in Sea Water, Biota and Sediment. OSPAR agreement 1997-14. [www.ospar.org]

OSPAR 1998. The Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, The Hague, 25-29 November 1996, Part I, II, III and IV.

OSPAR 2002. Assessment criteria for biological effects of TBT. This document was presented by the Netherlands at the OSPAR/SIME-meeting in Oudenburg, 29-31 January 2002. Agenda item 6, SIME 02/6/1-E.

OSPAR 2002b. JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments. OSPAR agreement 2002-16. [www.ospar.org]

OSPAR 2003. Harmonisation of Criteria for the Assessment of TBT-specific Biological Effects. This document was presented by the Netherlands at the MON-meeting in COPENHAGEN: 16-18 DECEMBER 2003, Agenda item 3, MON 03/3/1-E.

OSPAR 2004. Evaluation and update of BRCs and EACs. This document was presented by the Netherlands at the ASMO-meeting in STOCKHOLM : 29 MARCH – 2 APRIL , Agenda item 4, ASMO 04/4/5 Add.1-E 2004

OSPAR 2004b. 2003 Strategy for a Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) (as revised by OSPAR 2004). OSPAR agreement 2004/17. [www.ospar.org]

OSPAR 2004c. Provisional JAMP Assessment Criteria for TBT – Specific Biological Effects. OSPAR agreement 2004-15. [www.ospar.org]

TGD 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II.

Swedish EPA 2000. Environmental Quality Criteria. Coasts and seas. Report 5052 from the Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the organotin contamination in Danish waters. Ph.D. thesis from Roskilde University and NERI.

REFERENCER på tungmetaller, PCB, organotin og PAH i marine sedimenter i Danmark

MADS 2004. Den nationale database for marine data (MADS). Tilgængelig på www.dmu.dk

Miljøstyrelsen 2000. ATLAS-database. Tilgængelig via www.mst.dk

Anckar, E., Dennegard, B., Nyborg, M.R. & Kuijpers, A. 1998. Marine pollution pattern of Skagerrak and Kattegat - a geostatistical evaluation. GFF 120: 285-291 Part 3

Magnusson, K., Ekelund, R., Dave, G., Granmo, A., Forlin, L., Wennberg, L., Samuelsson, M.O., Berggren, M. & Brorstrom-Lunden, E. 1996. Contamination and correlation with toxicity of sediment samples from the Skagerrak and Kattegat. J. Sea Res. 35(1-3): 223-234

Strand, J., Jacobsen, J.A., Pedersen, B. & Granmo, Å. 2003. Organotin compounds in sediment and molluscs from the shipping strait between Sweden and Denmark. Environ. Poll. 124: 7-15.

Jacobsen, J.A., Stuer-Lauridsen, F. & Pritzl, G. 1997. Organotin speciation in environmental samples by capillary gas chromatography and pulsed flame photometric detection (PFPD). Applied Organometallic Chemistry 11, 737-741.

Kure, L.K. & Depledge, M.H. 1994. Accumulation of organotin in *Littorina Littorea* and *Mya arenaria* from Danish coastal waters. Environmental Pollution 84, 149 -157.

Mortensen, G., Pedersen, B. & Pritzl, G. 1995. Determination of organotin compounds in marine sediments using graphite furnace atomic absorption spectrometry. Applied Organometallic Chemistry 9, 65-73.

Jacobsen, J.A., Strand, J., Foverskov, S., Pritzl, G., Lassen, P., Thomsen, M., Toudal, K. & Larsen, H. 2000. Antibegroningsmidler og PAH i havbunden i Vadehavet samt i Esbjerg og Rømø havne. Amternes Vadehavssamarbejde, Danmarks Miljøundersøgelser, Esbjerg Havn og Rømø Havn. 69pp (in Danish)

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds . PhD thesis from Roskilde University, 97pp

Jensen, C.A. 2000. Tributyltin (TBT) og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-1999. Rapport fra Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på <http://www.aaa.dk>

Gustavson, K. & Jonsson, P. 1999. Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) in Nordic sea. Mar. Pollut. Bull. 38(8): 723-736

Granby, K. 1987. Levels of hydrocarbons and chlorinated compounds in the Danish sea areas 1985-1986. Report of the Marine Pollution Laboratory no. 12, Charlottenlund, Denmark, 22pp.

Jensen, A. & Gustavson, K. 2001. Havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser. Miljøprojekt nr. 627, Rapport fra Miljøstyrelsen, Danmark

Storstrøms amt (unpubl). Miljøfarlige stoffer i sedimenter fra kystvande i Storstrøms amt 2000.

Storstrøms amt 2002. The "Baltic Carrier" oil spill. Monitoring and assessment of environmental effects in Grønsund (DK). Report from Storstrøms amt, Nykøbing F, Danmark.

Larsen, M.L. 2003. Levels of metals in Danish marine waters. Poster præsenteret på Pittcon, Orlando, Florida, USA.

REFERENCER på tungmetaller, PCB, organotin og PAH i marine muslinger og snegle i Danmark

MADS 2004. Den nationale database for marine data (MADS). Tilgængelig på www.dmu.dk

Strand, J., Jacobsen, J.A., Pedersen, B. & Granmo, Å. 2003. Organotin compounds in sediment and molluscs from the shipping strait between Sweden and Denmark. Environ. Poll. 124: 7-15.

Strand, J. & Jacobsen, J.A. 2002. Imposex in the sublittoral neogastropods common whelk (*Buccinum undatum*) and red whelk (*Neptunea antiqua*) in Danish waters. Marine Ecology Progress Series XXXX

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds. PhD thesis fra Roskilde Universitetscenter, 97pp

Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Wegener, J.W., Van Hattum, B., Kemp, J.F., Ten Hallers, E., Reitsema, T.J. & Boon, J.P. 2003. Imposex and organotin concentrations in *Buccinum undatum* and *Neptunea antiqua* from the North Sea: relationship to shipping density and hydrographical conditions. Mar Environ Res 55 (3): 203-233.

Jensen, C.A. 2000. Tributyltin (TBT) og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-1999. Rapport fra Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på <http://www.aaa.dk>

Nielsen, J.Ø. & Jensen, C.A. 2002. Tributyltin (TBT) og intersex hos strandsnegle i lystbådehavne i Århus Amt 2001. Report from Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på <http://www.aaa.dk>

Kiorboe, Y., Møhlenberg, F. & Rissgaard, H.-U. 1983. Mercury levels in fish, invertebrates and sediment in a recently recorded polluted area (Nissum-broad, western Limfjord, Denmark. Mar. Pollut. Bull. 14(1): 21-24.

Brix, H., Lyngbye, J.E., Schierup, H.H. 1983. Eelgrass (*Zostera marina*) as a indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. Mar. Environ. Res. 8(3): 165-181.

Gustavson, K. & Jonsson, P. 1999. Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) in Nordic sea. *Mar. Pollut. Bull.* 38(8): 723-736.

Bechmann, I.E., Stürup, S. & Kristensen, L.V. 2000. High resolution inductively coupled plasma mass spectrometry (HR-ICPMS) determination and multivariate evaluation of 10 trace elements in mussels from 7 sites in Limfjorden, Denmark. *Fresenius J. Anal. Chem.* 368: 708-714.

Granby, K. 1987. Levels of hydrocarbons and chlorinated compounds in the Danish sea areas 1985-1986. Report of the Marine Pollution Laboratory no. 12, Charlottenlund, Denmark, 22pp.

Storstrøms amt 2002. The "Baltic Carrier" oil spill. Monitoring and assessment of environmental effects in Grønsund (DK). Report from Storstrøms amt, Nykøbing F, Denmark.

Ringkøbing amt (unpubl). Regional undersøgelse af miljøfarlige stoffer i den vestlige Limfjord.

REFERENCER på TBT-effekter i marine snegle i Danmark

MADS 2004. Den nationale database for marine data (MADS). Tilgængelig på www.dmu.dk

Strand, J. & Jacobsen, J.A. 2002: Imposex in Two Sublittoral Neogastropods from the Kattegat and Skagerrak: the Common Whelk *Buccinum undatum* and the Red Whelk *Neptunea antiqua*. - *Marine Ecology Progress Series* 244: 171-177.

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds. PhD thesis from Roskilde University, 97pp

Harding, M.J.C., Davies, I.M., Bailey, S.K. & Rodger, G.K. 1999. Survey of imposex in dogwhelks (*Nucella lapillus*) from North Sea coasts. *Appl. Organometal. Chem.* 13: 521-538.

Jensen, C.A. 2000. Tributyltin (TBT) og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-1999. Report from Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på www.aaa.dk

Nielsen, J.Ø. & Jensen, C.A. 2002. Tributyltin (TBT) og intersex hos strandsnegle i lystbådehavne i Århus Amt 2001. Report from Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på www.aaa.dk

Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Wegener, J.W., Van Hattum, B., Kemp, J.F., Ten Hallers, E., Reitsema, T.J. & Boon, J.P. 2003. Imposex and organotin concentrations in *Buccinum undatum* and *Neptunea antiqua* from the North Sea: relationship to shipping density and hydrographical conditions. *Mar Environ Res* 55 (3): 203-233.

Ringkøbing amt (unpubl.). Regional undersøgelse af miljøfarlige stoffer i den vestlige Limfjord (unpubl.)

Fyns amt (unpubl.). TBT-effekter i havsnegle i kystvande i Fyns amt.

REFERENCER på tungmetaller, PCB, organotin og PAH i marine fisk i Danmark

MADS 2004. Den nationale database for marine data (MADS). Tilgængelig på www.dmu.dk

Strand, J. & Jacobsen, J.A. (in press). Accumulation and trophic transfer of organotin in a marine food web from Danish coastal waters. Accepted by Sci. Tot. Environ.

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds . PhD thesis from Roskilde University, 97pp

Jensen, C.A. 2000. Tributyltin (TBT) og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-1999. Rapport fra Aarhus amt. Elektronisk version tilgængelig på <http://www.aaa.dk>

Van Hattum, B., Leonards, P., Smit, M., de Jongh, A., Madsen, A.B., Murk, A.J., Klein, M., Hendriks, J., Luttik, R., van der Weiden, M.E.J. 1996. development of otter-based quality objectives for PCBs (DOQOP). Studies on biomagnification of PCBs in the Limfjord area (Denmark). Organohalogen compounds 29: 59-63.

Granby, K. 1987. Levels of hydrocarbons and chlorinated compounds in the Danish sea areas 1985-1986. Report of the Marine Pollution Laboratory no. 12, Charlottenlund, Denmark, 22pp.

Horst, K. & Lehmann 1993. Organochlorines residues in the edible part of eels of different regions. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 197: 385-388.

Fromberg, A., Cederberg, T., Hilbert, G. & Büchert, A. 2000. Levels of toxaphene congeners in fish from Danish waters. Chemosphere 40: 1227-1232.

Århus amt (unpubl.). Analyserapport for miljøfarlige stoffer i fisk fra kystvande i Århus amt 2000 og 2002.

Vejle amt (unpubl.). Analyserapport for miljøfarlige stoffer i fisk fra kystvande i Vejle amt 2000 og 2002.

Storstrøms amt 2002. The "Baltic Carrier" oil spill. Monitoring and assessment of environmental effects in Grønsund (DK). Report from Storstrøms amt.

REFERENCER på tungmetaller, PCB, organotin og PAH i marine fugle og pattedyr i Danmark

Ariese, F., van Hattum, B., Hopman, G., Boon, J., ten Hallers-Tjabbes, C. Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark. IVM-W98/04, Report from Institute for Environmental Studies (IVM), Vrije Universiteit, Amsterdam. 1998; 18 pp.

Strand, J. & Jacobsen, J.A. 2004. Accumulation and trophic transfer of organotin in a marine food web from Danish coastal waters. *Sci. Tot. Environ*, in press.

Strand, J., Larsen, M.M. & Lockyer, C. 2004. Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. *Sci. Tot. Environ*, in press.

Strand, J. 2003. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds. PhD thesis from Roskilde University, 97pp.

Szefer, P., Zdrojewska, I., Jensen, J., Zdrojewska, I., Jensen, J. 2002. Intercomparison studies on distribution and coassociations of heavy metals in liver, kidney, and muscle of harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, from southern Baltic Sea and coastal waters of Denmark and Greenland. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 42(4): 508-522

Andersen, S.H., Rebsdorf, A. 1976. Polychlorinated hydrocarbons and heavy metals in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and white-beaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) from Danish waters. *Aquat Mamm* 1976; 4: 4-20.

Van Hattum, B., Leonards, P., Smit, M., de Jongh, A., Madsen, A.B., Murk, A.J., Klein, M., Hendriks, J., Luttkik, R., van der Weiden, M.E.J. 1996. development of otter-based quality objectives for PCBs (DOQOP). Studies on biomagnification of PCBs in the Limfjord area (Denmark). *Organohalogen compounds* 29: 59-63.

Bergrena, P., Ishaq, R., Zebühr, Y., Näf, C., Bandh, C., Broman, D. 1999. Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the west coast of Norway. *Mar Pollut Bull.* 38(12): 1070-1084.

Granby, K. & Kinze, K. Organochlorines in Danish and West Greenland harbour porpoises. *Mar Pollut Bull* 1991; 22: 458-462.

Storrhansen, E. & Spliid, H. 1993. Coplanar polychlorinated biphenyl congener levels and patterns and the identification of separate populations of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Denmark. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 24(1): 44-58.

Bloch, D. & Kraul, I. 1972. Residues of polychlorinated biphenyls (PCB) and organochlorine insecticides in eggs from mute swan (*Cygnus olor*) and pochard. *Acta Vet. Scand.* 13(4): 588-590

Dyck, J. & Kraul, I. 1984. Environmental pollutants and shell thinning in eggs of the guillemot *Uria aalge* from the Baltic Sea and the faroes, and a possible relation between shell thickness and sea water salinity. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 1-14.

Fog, M. & Kraul, I. 1973. Levels of polychlorinated biphenyls (PCB) and organochlorine insecticides in eggs from eider (*Somateria mollissima*). *Acta Vet. Scand.* 14(2): 350-352

Hansen, S.G. & Kraul, I. 1981. Shell thickness and residues of dieldrin, DDE and PCB in eggs of Danish goosanders *Mergus merganser*. *Ornis Scandinavica* 12(2): 160-165.

Jørgensen, O.H. & Kraul, I. 1974. *Ornit. Scandinavica* 5(2): 173-179.
Møller S (1982). Undersøgelse af DDE-koncentrationen i hjerne og æg af sølvmåger *Larus argentatus* fra Græsholmen, Christiansø. *Dansk Ornit. Foren. Tidsskr.* 76: 69-70.

Dyck, J., Kraul, I. & Granjean, P. 1988. Miljøgifte i og skalfortynding af æg af havørne, der gjorde yngleforsøg i 1979 og 1980. *Dansk Ornit. Foren. Tidsskr.* 82: 53-55.

Dahlmann, G., Timm, D., Awerbeck, C., Camphuysen, C., Skov, H., Durinck, J. 1994. Oiled seabirds – comparative investigations of oiled seabirds and oiled beaches in the Netherlands, Denmark and Germany (1990-93). *Mar. Pollut. Bull.* 28 (5): 305-310.

Skov, H., Christensen, K.D. & Duinck, J. 1996. Trends in marine oil pollution in Denmark 1984-1995. An analysis of beached bird surveys. *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 75.*

Miljøstyrelsen 1987. Quality status report for the Danish Sector of the North Sea. Oiled Seabirds 1983 - 1985.

TMAP 2001. Contaminants in bird eggs in the Wadden Sea. Spatial and temporal trends 1991-2000. Wadden Sea Ecosystem no. 11, Report from the Trilateral Monitoring and assessment Programme.

Clausen, B. & Andersen, S. 1988. Evaluation of bycatch and health status of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. *Danish Review of Game Biology* 13(5): 1-20.

Frank, A., Galgan, V., Roos, A., Olsson, M., Petersson, L.R. & Bignert, A. 1992. Metal concentrations in seals from Swedish waters. *Ambio* 21(8): 529-538.

Hansen, S.G. & Kraul, I. 1981. Shell thickness and residues of dieldrin, DDE and PCB in eggs of Danish goosanders *Mergus merganser*. *Ornis Scandinavica* 12: 160-165.

6. Diskussion og perspektivering

Af Karsten Dahl, Jesper H. Andersen, Bo Riemann, Jacob Carstensen, Trine Christiansen, Dorte Krause-Jensen, Alf Josefson, Martin M. Larsen, Jens Kjerulf Petersen, Michael Bo Rasmussen og Jakob Strand

I Danmark er der udbredt enighed om behovet for en tæt integration af implementeringen af Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet i marine områder. Miljøkvalitet og naturkvalitet er to sider af samme sag. I den forbindelse er det væsentligt at bemærke, at de forhold, som gør, at miljø- eller naturtilstanden ikke lever op til de fastsatte mål i direktiverne, i meget stor udstrækning er de samme.

I denne rapport beskrives en række af de faglige forhold, som er en form for fællesmængde direktiverne imellem. Der er selvfølgelig også en række elementer, hvor de to direktiver kan siges at være forskellige. Den vel nok væsentligste forskel består i:

- at Vandrammedirektivet tager udgangspunkt i en referencesituation, hvorfra der kun accepteres en mindre afvigelse, og
- at vurdering af gunstig bevaringsstatus sker for de enkelte naturtyper i de enkelte Natura-2000 områder, og at referencetilstand ikke indgår i direktivteksten som udgangspunkt for gunstig bevaringstilstand.

På trods af denne forskel er de marine problemstillinger i de to direktiver i princippet de samme, hvorfor en stærk koordinering er en forudsætning for vidensbaseret forvaltning af både miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande.

6.1 Farvandstypologi

Typologierne er udviklet for fjorde og kystnære farvande i henhold til de overordnede krav, der er fastlagt i Vandrammedirektivet. Typologierne er baseret på saltholdighed, vanddybde og vandomsætning (opholdstid). Med de opstillede kriterier når man frem til 17 forskellige. Det store antal afspejler de meget store naturgivne gradienter, som karakteriserer de kystnære danske farvande og fjorde.

6.2 Makroalgevegetation

De gennemførte analyser har vist, at makroalgevegetationens samlede dækning på det hårde substrat er egnet som indikator for miljø- og naturkvaliteten. På dybvandede stenrev i de åbne dele af Kattegat er der signifikante og meget sted-specifikke relationer mellem tilførsel af næringsstoffer, solindstråling i forårshalvåret og udviklingen af algevegetationen på en given dybde samme år. Tilsvarende er der fundet signifikante relationer mellem sigtdybder og vegetationens dækning på samme datasæt, men her var effekten ikke sted-specifik, hvilket peger på en væsentlig variation i vandkvaliteten i Kattegat.

Der findes ingen kvantitative historiske oplysninger om vegetationen på stenrev i åbne farvande. En klassifikation af den benthiske makroalgevegetations (kvalitets)tilstand må derfor laves indirekte på baggrund af oplysninger om tidligere tiders sigtdybde eller næringsstofftilførsel til Kattegat. Scenarier, baseret på de opstillede modeller, som beskriver den samlede algevegetations respons ved forskellige sigt-dybdeforhold og næringsstofftilførsler til Kattegat, kan bruges til at fastlægge grænsen mellem gunstig og ugunstig tilstand for denne indikator, subsidiært god og moderat tilstand.

I de kystnære områder er koblingen mellem algevegetationens samlede dækning og koncentrationer af næringsstoffer og klorofyl signifikant. Dækningen korrelerer bedst med den eutrofieringsrelaterede variable sigtdybde og TN. Saliniteten har også en indflydelse, og tilsvarende peger analysen på, at Limfjorden afviger fra de øvrige kystnære områder med væsentlig lavere vegetation. Tydelige år-til-år forskelle i vegetationsdækningen som følge af variationer i næringsstofftilførslerne kan ikke påvises i kystnære områder, i modsætning til vegetationen på stenrevne i de åbne farvande.

På baggrund af de fundne relationer er der opstillet et scenarium, hvor grænsen mellem god og moderat vandkvalitet er baseret på en middeldkoncentration af TN, som ligger 10% lavere end gennemsnittet for 1989-2002 for alle farvandsområder. Scenariet er primært tænkt som et eksempel, der kan illustrere principperne for en fremtidig klassifikation, idet der ikke er taget højde for, i hvilket omfang en næringsreduktion påvirker næringsstoffkoncentrationerne og miljøkvaliteten.

Forholdet mellem opportunistisk og flerårig algevegetation er en anden foreslået indikator for flere af direktivets naturtyper (Dahl et al. 2003). Den gennemførte analyse viste, at salinitet alene forklarede 73% af variationen på det anvendte datamateriale. Næringsstoffer havde derimod ingen effekt.

Saltholdigheden har vist sig at have betydning for dybdeudbredelsen af makroalgevegetationen og forekomst af eutrofieringsbetingede makroalger i kystvandene. Dette er betydningsfuldt i relation til diskussionen om, hvorvidt farvandstypologier kan bruges som udgangspunkt for at opstille klassifikationssystemer for de to EU-direktiver. Tilsvarende har analyserne af stenrevsvegetationen i det åbne Kattegat vist markante forskelle fra lokalitet til lokalitet, hvilket her taler for sted-specifikke miljø- og naturmål.

6.3 Ålegræs

Ålegræssets dybdegrænse har en række styrker som indikator for vandkvalitet:

- Ålegræsset responderer forudsigeligt på eutrofiering, således at dybdegrænsen bliver mindre, når TN-koncentrationen stiger, og vandet bliver mere uklart.
- Det er muligt at definere referenceforhold for ålegræssets dybdegrænse dels ud fra historiske data og dels ud fra empiriske relationer.

- Ålegræsset er en nøgleorganisme i kystområderne, hvor planten dels spiller en vigtig rolle og dels er vidt udbredt
- Ålegræssets dybdegrænse er relativt let at måle ved dykning.

Ålegræssets dybdegrænse har dog også visse svagheder som indikator:

- Vores analyser viser tydeligt, at andre forhold end vandets klarhed påvirker dybdegrænsen. Disse forhold er ikke beskrevet fuldt ud, men nye undersøgelser tyder på, at eksempelvis iltsvind og eksponering for sulfid kan slå ålegræs ihjel. Dette aspekt bør undersøges nærmere og hvis muligt indarbejdes i fremtidige modeller.
- Eksisterende modeller kan derfor ikke forudsige dybdegrænsen i de enkelte områder præcist.

Når man fastsætter referenceværdier for ålegræssets dybdegrænse er det vigtigt at være opmærksom på følgende:

- Historiske undersøgelser af ålegræssets dybdegrænse er opgjort fra båd og er derfor minimumestimer for, hvor dybt ålegræsset voksede. Det er derfor rimeligt at betragte de historiske opgørelser/referenceværdier som mål for ålegræssets hovedudbredelsesdybde.
- Når man opstiller mål for ålegræssets dybdegrænse ud fra historiske opgørelser og skal vurdere, om målet er opfyldt i dag, er det derfor vigtigt at vurdere målopfyldelsen ud fra aktuelle opgørelser af hovedudbredelse og ikke ud fra opgørelser af maksimal udbredelsesdybde. Under det nationale overvågningsprogram opgør dykkere i dag ålegræssets dækningsgrad langs dybdegradienter samt ålegræssets maksimale dybdegrænse. Ud fra opgørelserne af dækningsgrad langs dybdegradienter er det muligt at identificere ålegræssets hovedudbredelsesdybde som eksempelvis den største dybde med mindst 5% dækning. Det er denne hovedudbredelsesdybde, der skal indgå i vurderingen af målopfyldelse.
- Historiske dybdegrænser for ålegræs varierede meget inden for typeområder. Det kan bl.a. skyldes, at ålegræsset i nogle fjorde voksede over hele bunden, således at dybdegrænsen blev bestemt af fjordens maksimale dybde snarere end af vandets klarhed. Den store variation i referencedybdegrænser inden for typeområder betyder, at det er en fordel så vidt muligt at benytte stedspecifikke snarere end typespecifikke referenceværdier. Historiske opgørelser af, hvor dybt ålegræsset generelt kunne vokse inden for forskellige farvandsområder, kan også benyttes som referencegrundlag.

6.4 Bundfauna

De to "case stories" fra henholdsvis Ringkøbing Fjord og Limfjorden viser, at bundfaunaens biomasse er en anvendelig indikator for miljø- og naturkvaliteten. Biomassen i de to systemer er generelt blevet fordoblet i de to systemer fra 1910-30 og frem til 1989-94. Analyserne fra Ringkøbing Fjord har også vist, at saliniteten har overordentlig stor indflydelse på biomassen. Salinitetseffekter kan i visse tilfælde ind-

drages ved opstilling af miljø- og naturmål for områder, der som følge af naturlige processer eller som følge af menneskelig indgriben har fået ændret de hydrodynamiske forhold. Her tænkes specielt på kystlaguner og estuarier.

Det har på det foreliggende datagrundlag ikke været muligt at opstille empiriske modeller, der kobler næringsstofkoncentrationer til faunabiomasser, bl.a. på grund af manglende oplysninger om historiske tilførsler. Dog har det vist sig, at tidligere opstillede empiriske relationer mellem stoftilførsler og biomasse (Josefson & Rasmussen 2000) relativt godt kan forudse gennemsnitsbiomassen i Limfjorden ud fra nuværende stoftilførsler.

Faunasammensætningen kan ikke på nuværende tidspunkt bruges som miljø- og naturmål, bl.a. fordi vi ikke i detaljer kender årsager til de markante ændringer, der er sket fx i Limfjorden. Dog tyder nutidige data fra andre undersøgelser (fx Josefson & Hansen 2004) på, at artshyppighed (antal arter i et område) kan bruges som indikator og derved danne grundlag for fastlæggelse af miljø- og naturmål. Det har nemlig vist sig, at antallet af arter, der forekommer i et område, til dels er bestemt af de lokale fysiske forhold og muligheden for rekruttering fra andre områder. Hvor følsom denne indikator er over for ændrede miljøforhold, er genstand for fortsatte analyser. De hidtidige erfaringer indikerer dog, at biomasse og artshyppighed er robuste indikatorer, som på sigt kan lægges til grund for fastlæggelse af egentlige miljø- og naturmål.

6.5 Miljøfarlige stoffer

TBT, Cadmium og PAH'erne naphthalen og benzo(a)pyren bruges som repræsentanter for forskellige typer miljøfarlige stoffer. Disse stoffer er anvendt i 3 eksempler på klassifikation af miljøtilstanden baseret på koncentrationer i biota og sediment eller effekter i snegle.

Der er opstillet en sammenhæng mellem effekter af TBT og målte TBT-koncentrationer i vand, som kan anvendes som sammenhængende indikator for klassifikation af TBT. Eksemplet fra den vestlige Limfjord understøtter dette. Det vurderes, at med scenarie 1 er der et sammenhængende klassifikationssystem for TBT, som fungerer godt og kan udvides til også at dække muslinger og sediment.

For cadmium, naphthalen og benzo(a)pyren i biota og sediment er OSPAR (2003) og de principper, der ligger heri, anvendt til at udregne EAC-værdier ud fra kvalitetsstandarderne i Vandrammedirektivet. Sammenhængen mellem sediment og muslinger er i alle tilfælde ikke så godt afstemt som for TBT mellem effekter og koncentrationer i biota, og der er stadig udestående omkring normalisering af koncentrationer i sediment. En vis overensstemmelse kunne dog findes for cadmium i Roskilde/Isefjord og naphthalen i Vadehavet mht. klassifikation i biota over for sediment. For metaller og PAH er der dog ikke fastlagt baggrundsniveauer for danske kystområder, hverken i vand, biota eller sediment. Baggrundsniveauerne er nødvendige for at kunne fastsætte "høj og god økologisk tilstand". Vurdering af metaller og PAH er, at der er noget vej endnu, før indikatorerne kan anvendes på tværs af matricer.

Der er et arbejde på vej i forbindelse med QSR 2005 i OSPAR-regi, hvor OSPAR (2003) arbejdet vil blive forsøgt anvendt, og retningslinier for anvendelsen af dette dokument er planlagt udarbejdet. Hvis der laves et system inden for OSPAR til dette, vil det blive konventionsdækkende og sikre en ensartet vurdering på tværs af landegrænser, hvilket er positivt. Arbejdet inddrager normalisering af sedimenter, og der er lagt op til, at de nye EAC-værdier er knyttet til et bestemt niveau af aluminium (Al som indikator for ler) eller TOC (som indikator for organisk kulstof) for hhv. tungmetaller og persistente organiske forureninger.

6.6 Videnhuller og problemer i relation til Habitatdirektivet

I Dahl et al. (2003) blev der for hver naturtype opstillet en række potentielle indikatorer til brug for vurdering af naturtypernes bevaringsstatus. I samme rapport blev det påvist, at der var mange naturtyper i specifikke habitatområder (Natura-2000 områder), der ikke eller kun i utilstrækkeligt omfang forelå data fra. I forbindelse med NOVANA-overvågningsprogrammets iværksættelse vil denne situation forbedres, idet alle habitatområder med betydningsfulde forekomster af stenrev og boblerev vil blive undersøgt enten intensivt eller ekstensivt. Hertil kommer, at den øvrige overvågning af de lavvandede kystområder i et vist omfang vil kunne lægges til grund for vurdering af bevaringsstatus i de naturtyper, som ligger i eller i umiddelbar tilknytning til de områder, hvor overvågningen bliver gennemført. Naturtyperne 'kystlagune', 'lavvandede bugter og vige' og 'mudder og sandflader blotlagt ved ebbe' vurderes at være relativt godt dækket. For naturtyperne 'flodmundinger' og 'sandbanker' er dækningen i NOVANA-programmet beskedent, ligesom naturtypen 'havgrotte' ikke indgår i programmet.

De foreliggende analyser af den bentiske vegetation har godtgjort, at både makroalger og ålegræs er velegnede biologiske variable til at beskrive miljø- og naturkvalitet i de kystnære farvande. Der er begrundet formodning om, at yderligere analyser kan føre til stærkere værktøjer. Den bentiske vegetation vil umiddelbart kunne finde anvendelse for naturtyperne 'lavvandede bugte og vige' samt 'kystlaguner'. For naturtypen 'sandbanker' er rodfæstede makrofyter også en oplagt indikator på lokaliteter, hvor de naturlige forhold er til stede for denne type vegetation.

Den samlede algevegetations dækning er kun anvendelig for naturtypen 'rev' på de lokaliteter, hvor revene har en udstrækning, som rækker dybere end 10-14 m. På lavvandede rev, som udgør hovedparten af de danske stenrev, er vegetationsdækket på det hårde substrat 100% på vanddybder fra overfladen og ned til 10-12 m dybde. For disse rev er der fortsat behov for udvikling og dokumentation af andre indikatorer, jvf. senere.

De to "case stories" for udviklingen i bundfauna er begrænset til to naturtyper og omfatter kun to områder. Faunaen i 'flodmundinger' og på 'sandbanker' har ikke været genstand for analyse. Datagrund-

laget for 'flodmundinger' er tilsyneladende yderst mangelfuldt måske bortset fra Mariager Fjord. På baggrund af de gennemførte analyser vurderes det, at de nævnte indikatorer (biomasse og artsmangfold) sandsynligvis vil kunne bruges i habitaterne "lavvandede bugt og vige", "kystlaguner" "flodmundinger" og "sandbanke".

De biologiske forhold på naturtypen 'boblerev' er først blevet genstand for overvågning ved NOVANA-programmets start i 2004. De første undersøgelser er netop gennemført i august 2004 på 3 lokaliteter. Den foreløbige konklusion er, at den ene lokalitet ved Herthas Flak kan overvåges bl.a. ved hjælp af makroalgevegetationens samlede dækning på linie med dybvandede stenrev. De to andre undersøgte lokaliteter Nordre Rønner og Hirsholmene havde derimod et helt tæt algedække på toppen af formationerne, hvilket sidestiller disse boblerevs lokaliteter med problemstillingen omkring manglende indikatorer for de lavvandede stenrev.

Indikatorer, som kunne tænkes at gælde for naturtyperne 'boblerev', 'mudder og sandflader', 'havgrotter' og 'flodmundinger', er ikke dækket ved de gennemførte analyser. Tilsvarende er der et behov for yderligere analyser af, hvorledes de enkelte indikatorer samspiller inden for en naturtype og mellem naturtyperne. Et godt eksempel er Ringkøbing Fjord.

6.7 Videnhuller og problemer i relation til Vandrammedirektivet ved brug af ålegræs og makroalgесamfund som indikatorer

En typologi baseret på saltholdighed, vanddybde og vandomsætning (opholdstid) kan bruges til en underopdeling af de danske farvande. Variationen inden for de enkelte typer er imidlertid betydelig. Det vil i praksis sige, at det ikke giver mening at fastlægge type-specifikke referenceforhold.

For ålegræs er der umiddelbart er der tre mulige løsninger på denne problemstilling:

- Referenceforholdene skal fastlægges ud fra historiske data, hvorved der vil være tale om sted-specifikke miljø- og naturmål. For de områder, hvor der foreligger historiske data, vil situationen være relativ enkel, såfremt der foreligger metoder til fastlæggelse af miljø- og naturmål som tilfældet i skrivende stund er for ålegræssets hovedudbredelse.
- Typeinddelingen kan suppleres med et marint habitatklassifikationssystem efter engelsk forbillede, hvorved referenceforholdene og de afledte miljø- og naturmål bliver habitat-specifikke.
- Der bør fastlægges retningslinjer for, hvor og hvordan referencetilstanden skal fastlægges inden for de nuværende typer. Eksponeeringsforhold og tilgængelighed af egnet substrat vil være et væsentligt element. Eksempelvis kan der fastlægges et mål for ålegræssets hovedudbredelse, hvis vanddybden er tilstrækkelig eller et mål for makroalgernes dækningsgrad på en given vanddybde, hvis der er tilgængeligt substrat. Der vil i så fald være tale om tilnærmede habitat-specifikke referenceforhold.

For pind 2 og 3's vedkommende løses alene problemstillingen i forhold til den store variation inden for typerne. Spørgsmålet om, hvordan referenceforholdene fastlægges for de forskellige kvalitetselementer er ikke løst. Miljøstyrelsen har i forbindelse med den forestående EU-interkalibrering af kystvande igangsat i alt 3 indbyrdes koblede projekter om kvalitetselementerne planktonalger, bundfauna og bundvegetation. Projekterne, som vil blive rapporteret samlet, vil alle fokusere på referenceforhold og opstilling af mål for miljø- og naturtilstanden. På trods af, at disse projekter tager udgangspunkt i interkalibreringslokaliteterne, er det aftalt, at arbejdet skal have en generel karakter forstået på den måde, at metoderne og resultaterne kan anvendes i de øvrige vandområder.

For makroalgesamfundene langs kysterne er der en række spørgsmål, som det vil være relevant at forsøge at besvare gennem fremtidige projekter:

- Kan vi forklare gradienter i data inden for fjordene? Analyserne, som er præsenteret i denne rapport's kapitel 3.2, blev foretaget for hele fjorde og tog ikke højde for eventuelle gradienter inden for fjordene. Det vil være relevant at gennemføre supplerende analyser, der tager højde for gradienter inden for udvalgte fjorde.
- Kan dykkereffekter forklare en del af variationen i data, således at vi kan opnå bedre modeller ved at tage højde for dykkereffekter?
- Kan vi opnå bedre modeller ved at udelade de datasæt, der repræsenterer sedimenter med meget små sten/ustabilt substrat? Analyser af stenrevs data tyder på, at stenstørrelsen har betydning for algesamfundets sammensætning og dækning. Det vil være relevant at teste betydningen af stenstørrelsen for algesamfundene langs kysterne og undersøge, om vi kan forbedre vores modeller ved at inddrage denne faktor.
- Er relationen mellem algeindikatorer og lys/næringsniveau forskellig under forskellige saltholdigheder (og dermed for Vandrammedirektivets forskellige vandområdetyper)?
- Opnår man de bedste modeller ved at benytte sommerværdier eller årsværdier for lyssvækkelse i vandsojlen?
- Hvilke makroalge-arter vinder frem ved høj næringsrigdom - er det eksempelvis opportunistiske grønalger?

6.8 Anbefalinger for det videre arbejde

Resultaterne af analyser på kystnær bundvegetation pegede på, at en væsentlig del af den fundne variation kunne tilskrives dykkereffekt og vegetationsdata, der var indsamlet på ustabil substrat. Det anbefales at fortsætte arbejdet med analyser af den kystnære vegetation på datasæt, hvor dykkeren er kendt, og hvor vegetationsdata er indsamlet på lokaliteter, hvor stabile sten udgør en kendt og tilstrækkelig stor mængde af bundarealet.

For de lavvandede marine stenrev og boblerev er der fortsat et stort behov for at udvikle og verificere indikatorer i relation til Habitatdirektivet. Et forslag til en sådan indikator er algesamfund, som klassificeres i henhold til vandkvalitet og salinitet.

Fysiske kvalitetselementer, herunder specielt substratforhold, har endnu ikke været prioriteret i forbindelse med tilvejebringelse af det fornødne faglige grundlag for gennemførelse af Vandrammedirektivet i dansk lovgivning. Der er ikke tvivl om, at man på sigt bliver nødt til også at fokusere på substratforhold, herunder specielt tilgængelighed af hårdt substrat.

For bundfaunaens vedkommende mangler vi viden om de mekanismer, der producerer forskellige biologiske "samfund" i forskellige typologier. For eksempel, hvorfor grupperer mere lukkede områder sig sammen på tværs af saltholdighed?

Med hensyn til bundfaunaen anbefales det, at der gennemføres scenarier for effekten af reducerede næringsstofftilførsler på den bentiske biomasse, hvor der tages højde for forskelle i vandudskiftningen i de enkelte områder. Dette burde kunne gennemføres i Limfjordssystemet, der består af flere bassiner med forskellig vandomsætning og belastning. Herfra findes også et stort historisk materiale af bundfauna, der kan bruges for at fastlægge referencetilstand.

Der bør også arbejdes videre med at klarlægge betydningen af immigration ind i lukkede fjordområder fra tilstødende åbne havområder for artshyppigheden. Hvis det viser sig, hvad det allerede er indikeret (Josefson & Hansen 2004), at artshyppigheden i kystnære områder opretholdes af artspuljer i de åbne farvande, vil dette være en grund til at revurdere størrelsen og udbredelsen af eksisterende natu-
ra/habitatområder.

Et videre arbejde med klassifikationssystemerne kunne være at gennemgå data i lyset af QSR 2004 arbejdet og se på, hvilke specielle danske problemer der er med anvendelsen. Her er specielt et problem omkring Al som indikator for ler (eller ler/silt indholdet), idet der er et højt baggrundsniveau af Al i sand i de indre danske farvande. Tidligere undersøgelser for biota har også indikeret, at det kan være en fordel at anvende tørstofbaserede koncentrationer for både organiske miljøfarlige stoffer og metaller for at mindske år-til-år variationen (Ærtebjerg et al. 2002, Ærtebjerg et al. 2004). Fastlæggelse af baggrundsniveau for metaller og PAH ved hjælp af daterede sedimentkerner er et andet udestående, der kan arbejdes videre med.

Det er påvist, at man for udvalgte miljøfarlige stoffer kan lave en klassifikation på tværs af sediment, biota og til dels vandkoncentrationer samt for TBT endog biologiske effekter. For at styrke sammenhængen mellem den foreløbigt foreslåede monitoring i vand under VRD/HD og OSPAR/HELCOM monitoring i biota/sediment bør koblingen mellem vand og biota/sediment koncentrationer understøttes af direkte målinger og udvikling af EAC-værdier for flere stofgrupper og individuelle stoffer. OSPAR (2003) var et første skridt på vejen, men de resulterende EAC-værdier er ikke i alle tilfælde hensigtsmæssige, specielt set i forhold til faktiske koncentrationer i det marine miljø og accepterede baggrundskoncentrationer i biota og sediment. For metaller og PAH'er er det muligt at bestemme faktiske baggrundskoncentrationer ved hjælp af analyse af daterede, uforstyrrede sedimentkerner. For de fleste andre organiske persistente grup-

per er det naturlige baggrundsniveau 0 (eller tæt på nul), så her skal i stedet udvikles et "baggrundsvurderingskriterium", så man kan vurdere, om et målt niveau er "tæt på nul". Der findes redskaber til dette i OSPAR-regi, som kan tilpasses danske forhold.

Referencer:

Dahl, K., Larsen, M.M., Rasmussen, M.B., Andersen, J.H., Petersen, J.K., Josefson, A.B., Lundsteen, S., Dahllöf, I. & Christiansen, T. 2003. Kvalitetsvurderingssystem for habitatdirektivets marine naturtyper. Fase I: Identifikation af potentielle indikatorer og tilgængelige data. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 446: 91 s. (elektronisk). Findes på:

http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR446.pdf

Nielsen, K., Krause-Jensen, D., Sømod, B. & Ellegaard, C. 2002. Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande - eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv - projekt, Fase II. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 390: 43 s. (elektronisk). Findes på:

http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR390.pdf

Josefson, A.B. & B. Rasmussen 2000. Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient load and residence time. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 205-216.

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.

OSPAR 2003. Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. Part 3: Present state and development of indicators for eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality. EEA, Technical report, 86: 64 pp.

Ærtebjerg, G. 2002: Iltforhold. I: Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve, T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O. & Skjøth, C.A. 2002: Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 419: 20. Findes på:

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR419.pdf

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. Findes på:
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR513.pdf

7. Sammenfatning og konklusion

Rapporten omhandler udvikling og anvendelse af indikatorer til brug for vurdering af den økologiske tilstand i kystvande omfattet af Vandrammedirektivet. Endvidere er der foreslået en typologi for de danske kystnære farvande samt forslag til kvalitetsklasser for enkelte udvalgte kvalitetselementer.

I opstillingen af en revideret typologi for kystzonen var det nødvendigt at anvende forskellige fysiske faktorer til at karakterisere hhv. åbne kyststrækninger og fjorde. De åbne kyster blev karakteriseret mht. salinitet, vanddybde, bølgeeksponeringsgrad og tidevandshøjde. Fjorden blev karakteriseret mht. bundsalinitet, lagdelingsgrad, et indeks beskrevet som forholdet mellem opholdstid og afstrømning, og om vandskiftet i fjorden kontrolleres af en sluse. Med denne baggrund blev der opstillet 5 åbentvandstyper og 10 fjordtyper. Det store antal typer afspejler den kraftige saltgradient i området, men også at den fysiske påvirkning af fjordene er meget forskelligartet.

Ved hjælp af en række opstillede modeller blev der påvist empiriske relationer mellem den oprette algevegetations dækning på stenrevne i Kattegat og tilførsler af næringsstoffer. Den bundlevende vegetation kontrolleres på de udvalgte stationer primært af vandets sigtbarhed, som regulerer den lysmængde, som kan trænge gennem vandsøjlen. Vandets sigtbarhed var omvendt korreleret med tilførslen af næringsstoffer. Der blev gennemført scenarieberegninger over vegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler til brug for opstilling af konkrete miljøkvalitetsmålsætninger.

Omkring anvendelse af vegetation som indikator blev det undersøgt om det var muligt at klassificere kystvandenens miljøtilstand ud fra makroalgernes dybdefordeling.

Undersøgelsen omfattede statistiske analyser af algedækning i relation til tilførslen af næringsstoffer, klimatiske forhold og vandkvalitet indsamlet under vandmiljøplanernes overvågningsprogrammer gennem perioden 1989 til 2002 i 33 vandområder. De anvendte modeller tog højde for, at algernes dækning afhænger af substratets sammensætning, og at dækningsgraden også varierer med dybde, station, område og år.

Dækningen af det samlede algesamfund var generelt størst i de områder, der havde de bedste lysforhold og de laveste koncentrationer af næringssalte og klorofyl. Den bedste model kunne forklare 79% af variationen i dækning mellem områder og viste, at dækningen generelt var størst i områder med god sigtdybde og høj saltholdighed, men at Limfjorden adskilte sig ved lavere algedækning end de øvrige områder. Variationer i algernes dækning fra år til år kunne derimod ikke forklares ud fra ændringer i vandkvaliteten.

De funktionelle grupper, der omfatter tråd- og bladformede alger med simpelt opbygget væv, var domineret af arter med opportunistisk vækststrategi, som i teorien favoriseres af øget næringsbelastning. Andelen af disse alger var størst i de mest brakke områder, men var ikke signifikant korreleret til områdernes belastning eller vandkvalitet og heller ikke til år-til-år variationer i disse. Andelen af udvalgte enkeltarter af flerårige alger udgjorde i gennemsnit en meget lille procentdel af det samlede algesamfund og varierede betydeligt mellem områder, så datagrundlaget var for usikkert til at opstille generelle sammenhænge med vandkvaliteten.

Dækningen af det samlede algesamfund var dermed den eneste af de undersøgte algevariable, der kunne benyttes som indikator for miljøkvalitet. For at illustrere hvordan dækningen kan knyttes til forvaltningspraksis, blev der taget udgangspunkt i de fundne relationer mellem algedækning og sigtddybde, sigtddybde og næringskoncentration og næringskoncentration og belastning fra land. Dermed kunne nærings saltbelastningen relateres til makroalgernes dækning langs dybdegradienter.

Algernes dækning var dog ikke en følsom indikator for vandkvalitet. Dækningen steg i gennemsnit kun 4%, når sigtddybden steg 1 m, og reagerede ikke på de variationer i vandkvalitet, der har fundet sted inden for de seneste 13 år. For at opnå bedre modeller i fremtiden er det nødvendigt at reducere den uforklarede variation i datasættet, som bl.a. kan skyldes dykkereffekter, og som bidrager til at tilsløre eventuelle sammenhænge mellem vandkvalitet og algedækning.

Ålegræssets dybdegrænse er blandt de biologiske indikatorer, der viser den bedst dokumenterede sammenhæng med eutrofiering i marine områder. De opstillede rumlige og tidslige modeller er velegnede til at beskrive generelle sammenhænge mellem ålegræs og vandkvalitet og til at forudsige den gennemsnitlige dybdegrænse ved en given næringsrigdom eller et givet lysniveau. Men modellerne kan ikke forudsige dybdegrænsen på den enkelte lokalitet præcist. Der er flere eksempler på, at modellerne ikke slår til. Selvom der gennem de seneste år har været tendens til bedre sigtddybde i de danske kystvande, er der ikke tegn på, at ålegræsset vokser dybere. Tværtimod er dybdegrænsen i fjordene reduceret. Tilsvarende viser mange transekter heller ikke tydelige tidsmæssige sammenhænge mellem ændringer i vandkvalitet og dybdegrænse. Formålet med dette arbejde har været at videreudvikle modellen på baggrund af det store datamateriale fra overvågningsprogrammets start i 1989 og frem til i dag, således at den kan benyttes til at forudsige effekter af reduceret næringsrigdom i specifikke områder. Vi har dog ikke ved at inddrage flere data eller ved at opsplitte datasættet i en rumlig variation kunnet forbedre den tidligere model. En analyse af de mange datasæt har vist, at der ved fastlæggelse af referencetilstanden i udvalgte områder ikke opnås en bedre præcision ved anvendelse af transekt- eller områdespecifikke modeller i forhold til den empiriske model mellem dybdegrænsen og TN-koncentrationen. Generelt gav modellerne en mindre dybdeudbredelse af ålegræs end de dybdeudbredelser, der er angivet i de historiske data.

Biomasse af bundfauna kan være en anvendelig indikator til at illustrere sammenhænge mellem presfaktoren eutrofiering og responsvariablen bundfauna. Biomasse af bundfauna er i de to systemer generelt blevet fordoblet i løbet af 1900-tallet. Da der ikke er pålidelige belastningsdata fra starten af forrige århundrede, kan der ikke fastlægges en eksakt belastningsbestemt bevaringsstatus, men forskellene mellem før og nu kan bruges som en rettesnor for det niveau, som biomasse af bundfauna kan ligge på i en gunstig bevaringsstatus. Derimod kan vi ikke på det nuværende datagrundlag bruge faunasammensætning som responsvariabel. Biomasse af bundfauna er en parameter, der er følsom for andre påvirkninger end antropogene påvirkninger. Således påvirker saltholdigheden såvel artssammensætning som biomasse. Derfor skal gunstig bevaringsstatus for kystlaguner nøje være afstemt med områdets forventede eller ønskede saltholdighed. Det samme gælder indikatoren artsmangfoldighed, der er undersøgt i andre sammenhænge.

Miljøfarlige stoffer udgør mange forskellige forbindelser, og de fleste er kun målt i nyere tid, dvs. siden starten af 1980'erne. Derfor har et af formålene været at få et overblik over, hvilke data der er tilgængelige, og hvordan deres sammenhæng er med de udpegede habitatområder i særdeleshed og for de danske farvande i almindelighed. De mest veldefinerede data stammer fra det nationale overvågningsprogram NOVA-2003 og regionale programmer fra 1998-2003. Fra 2004 startede afløseren NOVANA. Før NOVA-2003 var det mest tungmetaller, der blev målt periodisk, men i enkelte programmer eller kampanjer har også andre miljøfarlige stoffer været målt sporadisk. Fra 1998 er stofgrupperne PAH'ere, PCB og chlorerede pesticider samt TBT også målt regelmæssigt. NOVA-programmet dækkede ca. halvdelen af habitatområderne.

Problemet med miljøfarlige stofindikatorer i forhold til Vandrammedirektivet er, at der oftest måles på biota (fisk og muslinger, og i enkelte tilfælde højerestående pattedyr og fugle) og sediment, hvorefter Vandrammedirektivet arbejder med koncentrationsmål for vandfasen. Der blev derfor arbejdet med 3 forskellige stofgrupper - Cd som eksempel på metaller, Naphthalen som eksempel på lette PAH'er og Benzo(a)pyren tunge PAH'er og endelig Tributyltin (TBT) som eksempel på et pesticid anvendt i bundmaling til skibe. PAH'erne og TBT repræsenterer persistente organiske forbindelser - for PAH'erne med et naturligt baggrundsniveau. For TBT er der ikke noget baggrundsniveau - det er ren antropogen tilførsel. De tre organiske forbindelser har samtidig forskellige fysisk-kemiske egenskaber mht. bioakkumuleringspotentiale, nedbrydelighed, vandopløselighed og damptryk. Ud fra økotoksikologiske kriterier er koncentrationsniveauerne i vand, biota og sediment forsøgt sammenstillet, således at koncentrationerne i biota eller sediment kan anvendes i stedet for eller til at estimere vandkoncentrationen i et fælles klassifikationssystem, og dermed anvendes som konkrete miljøkvalitetsmålsætninger. Det blev samtidig undersøgt, om den etablerede klassificering gav samstemmende resultater på tværs af matricerne, og for TBT endog med kobling til biologiske effekter (imposex og intersex i marine snegle). Samspillet mellem de marine konventioner HELCOM og OSPAR og EU-direktiverne er herudover kort beskrevet.

De samlede resultater repræsenterer et bidrag til implementering af Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet. Med baggrund i en revideret typologi for den danske kystzone er der gennemgået en række relevante kandidater som mulige indikatorer til brug for bedømmelse af miljø- og naturkvalitet jvf. de to direktiver. For flere af de behandlede indikatorer er der beskrevet en række mangler, spørgsmål og anbefalinger, som er nødvendige at få besvaret for at gennemføre implementeringen af Vandrammedirektivet til danske forhold.

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

Afd. 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

2004

- Nr. 496: Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
- Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 498: Analyse af højt NO₂ niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp. , 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofieri af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 508: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Af Svendsen, L.M. et al. 2005. 126 s., 100,00 kr.
- Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment - Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
- Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 511: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). By Skov, H. et al. 54 pp. (electronic)
- Nr. 512: Krondyr, dådyr og sika i Danmark. Forekomst og jagtlig udnyttelse i jagtsæsonen 2001/02. Af Asferg, T., Olesen, C.R. & Andersen, J.P. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 513: Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. 121 s. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 54 s. (elektronisk)
- Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
- Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II - Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 45 s. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. 78 s. (elektronisk)
- Nr. 521: Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårbundshabitater. Af Dahl, K. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 522: Luftkvalitet langs motorveje. Målekampagne og modelberegninger. Af Jensen, S.S. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 523: ExternE transport methodology for external cost evaluation of air pollution. Estimation of Danish exposure factors. By Jensen, S.S. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 525: Screening of "new" contaminants in the marine environment of Greenland and the Faroe Islands. By Vorkamp, K. et al. 97 pp. (electronic)

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.

[Tom side]

Rapporten indeholder bidrag til implementering af EU's Vandrammedirektiv og Habitatdirektiv. Hovedformålet var at udvikle og teste indikatorer til brug for vurdering af kystområdernes miljø- og naturkvalitet. I rapporten er der udviklet en revideret typologi for kystzonen og en vurdering af sammenhænge mellem Habitatdirektivets "gunstig bevaringsstatus" og Vandrammedirektivets "god økologisk tilstand" ved hjælp af en række indikatorer. Eksempler på udvikling og anvendelse af indikatorer omfatter hårbundsvegetation, makroalger, ålegræs, bundfauna og miljøfarlige stoffer. For flere af de behandlede indikatorer er der foreslået en række mangler, spørgsmål og anbefalinger, som er nødvendige for at gennemføre implementeringen af Vandrammedirektivet til danske forhold.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-864-5
ISSN 1600-0048