



Ålegræs og marine kvalitetselementer

- Andre EU-landes marine planlægningsværktøjer
- Anbefalinger til udvikling af et marint planlægningsværktøj

Arbejdsrapport fra
Naturstyrelsens arbejdsgruppe

December 2012

Forord

Dette arbejdsrapport er resultatet fra en arbejdsgruppe nedsat af Naturstyrelsen om ålegræs og marine kvalitetselementer. Hovedpunkterne af kommissoriet for arbejdsgruppen fremgår af kap.1.

Arbejdsgruppen har bestået af følgende:

Harley Bundgaard Madsen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen (formand)
Tilde Hellsten, Fødevareministeriet, NaturErhvervstyrelsen
Jakob Sølvhøj Roelsgaard, Fødevareministeriet, NaturErhvervstyrelsen
Flemming Gertz, Videncentret for Landbrug
Erik Jørgensen, Landbrug & Fødevarer
Henning Mørk Jørgensen, Danmarks Naturfredningsforening
Henning Peter Karup, Miljøministeriet, Naturstyrelsen
Steen Schwærter, Miljøministeriet, Naturstyrelsen
Stig Eggert Pedersen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen (projektleder på Naturstyrelsens modelstrategi)
Mikael Hjorth Jensen, Miljøministeriet, Naturstyrelsen (sekretær)

Gruppen havde sit første møde den 29. juni 2012 og har i alt afholdt 5 møder frem til ultimo November 2012.

Arbejdsgruppen har undervejs konsulteret følgende eksperter:

Lektor Mogens Flindt, Syddansk Universitet
Professor Jacob Carstensen, Aarhus Universitet
Senior Biolog Erik Koch Rasmussen, DHI
Professor Torben Larsen, Aalborg Universitet
DTU Aqua

Der er afholdt seminar den 11. september 2012 med deltagelse af de tre førstnævnte eksperter. Alle eksperterne har efterfølgende haft mulighed for at kommentere arbejdsgruppens arbejdsrapporter. Deres bidrag har således ligget til grund for arbejdsgruppens endelige rapport, og der skal her rettes en tak til disse eksperter for de faglige indspil.

Arbejdsrapporten er opbygget således, at der efter en indledning med gruppens kommissorium samt baggrund for arbejdet er præsenteret et afsnit om udvalgte EU-landes marine værktøjer. Herefter følger arbejdsgruppens anbefalinger til udvikling af et marint planlægningsværktøj mht. forskellige delelementer, idet der forud for de enkelte anbefalinger er præsenteret problemstillingen for pågældende emne.

Citeres som: Naturstyrelsens arbejdsgruppe: Ålegræs og marine kvalitetselementer. Naturstyrelsen – Arbejdsrapport, december 2012

1 Indledning

Formål og leverancer jf. arbejdsgruppens kommissorium

Frem mod 2. generation af vandplanerne, ønskes der tilvejebragt et forbedret fagligt vidensgrundlag til vurdering af indsatsbehovet i kystvandene. Det er derfor besluttet at nedsætte en arbejdsgruppe, som har til formål at følge op på anbefalingerne givet af Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet¹ med henblik på at give forslag til det videre arbejde med udvikling af et marint forvaltningsværktøj. Vurdering og valg af virkemidler i de næste vandplaner indgår ikke i gruppens arbejde.

I kommissoriet hedder det hvad angår leverancer at: "Arbejdsgruppen skal til brug for det videre arbejde med forberedelse af næste generation af vandplaner

- Redegøre for andre landes marine værktøjer til fastlæggelse af miljømål, vurdering af miljøtilstand samt opgørelse af indsatsbehov
- Give anbefalinger vedrørende udvikling af et marint planlægningsværktøj, som indeholder et videreudviklet ålegræsværktøj, og som i muligt omfang inddrager de andre EU-interkalibrerede marine kvalitetselementer klorofyl, makroalger og bundfauna, samt i muligt omfang andre påvirkningsfaktorer end næringsstoffer (fiskeri, muslingeskrab mv.) og betydning af klimaforandringer for den økologiske tilstand i kystvande og fjorde."

Arbejdsgruppens anbefalinger vil således indgå i Naturstyrelsens arbejde med udvikling af marine værktøjer til brug for 2. generation af vandplanerne.

Baggrund

Der er i de gældende vandplaner og høringsnotater mv. som hører til planerne tilkendegivet, at der frem mod næste vandplan er behov for at videreudvikle de værktøjer i vandforvaltningen der bl.a. bruges til at vurdere indsatsbehov i vandområderne. Et sådant marint værktøj er "ålegræsværktøjet" som, sammen med et sæt vandplanlægnings-retningslinjer til vurdering af miljøtilstand, er brugt til vurdering af hvilken kvælstofbelastning, der kan forventes at sikre opfyldelse af Vandrammedirektivets miljømål, udtrykt som ålegræssets dybdegrænse, i den første generation af vandplaner.

Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet¹ havde blandt andet til opgave at vurdere "ålegræsværktøjet", herunder spørgsmålet om egnetheden af ålegræs som indikator og egnethed ved vurdering af indsatsbehov, samt vurdering af behovet for inddragelse af andre indikatorer/kvalitetselementer end ålegræs. Arbejdsgruppen konkluderede blandt andet at ålegræs som plante generelt er vigtig for danske kystnære økosystemer og derfor også en vigtig, anvendelig og nødvendig indikator for miljøtilstanden, men at den ikke kan stå alene på længere sigt. Det blev derfor anbefalet, at der er behov for at udvikle et forvaltningsværktøj, som indeholder både ålegræs og andre indikatorer indenfor kvalitetselementerne planktonalger, blomsterplanter/makroalger og bunddyr. Endvidere fandt arbejdsgruppen, at der fremadrettet bør lægges vægt på at et marint værktøj skal inddrage systemmæssige, dynamiske arealbetrægtninger af ålegræs mht. at være næringsstofbuffer i fjorde og kystvande. Der henvises i øvrigt til arbejdsgruppens rapport.

I juni 2012 udkom rapport fra Natur- og Landbrugskommissionens arbejdsgruppe for kvælstof². Arbejdsgruppen konkluderede bl.a. at "selv om udbredt ålegræs er en ønsket tilstand og på lang sigt vil

¹ Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe: Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport, maj 2011.

² Natur- og landbrugskommissionen: Kvælstofarbejdsgruppen, rapport juni 2012.

vise om miljøindsatsen har virket, er ålegræs ikke en god indikator til løbende at vise, om indsatsen har resulteret i en forbedret miljøtilstand. Der er derfor brug for supplerende indikatorer” samt at ”det eksisterende ’ålegræsværktøj’ bør videreudvikles”. Mere konkret kan det eksisterende ålegræsværktøj videreudvikles ved en bedre beskrivelse af koblingen fra næringsstoffer og andre faktorer (såsom re-suspension af sedimenter og organisk materiale) til lysforholdene, som bestemmer den potentielle dybdegrænse for ålegræs.³ Endvidere påpeges det, at ålegræsværktøjet styrkes yderligere, hvis det kan udvikles til at beskrive dybdeudbredelsen ud fra flere faktorer end alene mængden af kvælstof.

I vandplaner og NOVANA-overvågningsprogrammet samt høringerne forbundet hermed, er det udtrykt, at der vil blive udviklet marine hav- og fjordmodeller til brug for den fremadrettede vandforvaltning frem mod de kommende vandplaner (nu udmøntet i projektet ”Implementering af modeller i vandforvaltningen” – herefter kaldet ’modelværktøjsprojektet’). Marine vandkvalitetsmodeller i form af hav- og fjordmodeller er centrale og nødvendige værktøjer til brug for vandplanernes vurderinger af den økologiske tilstand af vandområderne, fastlæggelse af indsatsbehov til opfyldelse af miljømålene og effekterne heraf samt vurderinger af klimaforandringerens betydning for tilstanden.

Efter en redegørelse for andre EU-landes marine planlægningsværktøjer (kap. 2) omhandler den resterende del af arbejdsrapporten dels anbefalinger om inddragelse af yderligere elementer i vurdering af miljøtilstanden, dels anbefalinger til et fremtidigt marint planlægningsværktøj (bl.a. på baggrund af en workshop afholdt med deltagelse af en række marine eksperter). Hvad angår denne del af arbejdsrapporten er der for hvert afsnit/emne angivet en række *anbefalinger* i punktform efter et forudgående oprids af *problemstillingen*.

2 Redegørelse for andre landes marine planlægningsværktøjer

Arbejdsgruppen har fået udarbejdet en redegørelse for andre landes (Sverige, Tyskland, Holland og Polen) marine værktøjer til fastlæggelse af miljømål, vurdering af miljøtilstand samt opgørelse af indsatsbehov.⁴ I det følgende gengives sammenfatningen fra rapporten.

Denne redegørelse indeholder en gennemgang af fire landes anvendelse af marine værktøjer til implementering af EU's Vandrammedirektiv i kystnære marine farvande. For hvert af landene Holland, Tyskland, Polen og Sverige redegøres der for, hvilke indikatorer og kvalitetselementer der anvendes, for fastsættelsen af referencetilstand og miljømål, hvorledes landene anvender indikatorerne i tilstandsvurderinger af kystvande, samt hvilke indsatsbehov der er defineret og hvilke påvirkningsfaktorer der er inddraget i dette. Informationen er indsamlet ved gennemgang af offentliggjort materiale hos relevante nationale og internationale institutioner og kontakt til myndighedspersoner og faglige eksperter i de enkelte lande.

Holland og Tyskland er de to lande, der samlet anvender flest indikatorer, mens Sverige og Polen anvender lidt færre. Ingen af landene har gennemført en fuld implementering af Vandrammedirektivet med indikatorer for alle biologiske kvalitetselementer jf. Vandrammedirektivets annek 5. Der er en variation i styrken af indikatorerne, som primært skyldes mængden og kvaliteten af de tidsserier af data, der ligger bag. Alle landene anvender flere indikatorer til bestemmelse af kvalitetselementet "Fytoplankton". Holland og Tyskland anvender opblomstringshyppighed af *Phaeocystis* som indikator, hvilket er relevant for Nordsøen og ikke for Østersøen. For kvalitetselementet "Makrovegetation" bru-

³ Miljøministeriets og Fødevarerministeriets arbejdsgruppe: Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport, maj 2011.

⁴ Naturstyrelsen, 2012: Redegørelse for udvalgte EU-landes marine værktøjer til fastlæggelse af miljømål, vurdering af miljøtilstand samt opgørelse af indsatsbehov. Cowi/Naturstyrelsen, 119 pp.

ger alle landene dybdegrænse som en parameter for kvalitetselementet, primært for makroalger og havgræsser. Nogle indikatorer vurderes på forskellig vis i landene. Eksempelvis vurderes havgræs både via dybdegrænse, udbredelse i form af dækning samt kvaliteten af havgræsområder, hvilket vil sige krav til forekomst af arter. Tyskland og Holland anvender begge kvaliteten af strandenge i deres tilstandsvurderinger af makrovegetation. For kvalitetselementet "Makroinvertebrater" anvender alle landene en form for indeks, hvori der indgår artssammensætning, abundans og en proportionalitetsfaktor vedrørende følsomhed for påvirkninger. Holland adskiller sig fra de øvrige lande ved at anvende kystlinjens naturlighed som indikator for de morfologiske kvalitetselementer. Dette afspejler at en stor del af Hollands kyst er stærkt fysisk modificeret og har været det i mange år. Indikatoren anvendes dog udelukkende til at adskille høj og god tilstand. Alle landene anvender fysisk-kemiske parametre som støtteindikatorer, herunder næringsstoffer, salinitet, temperatur og iltindhold. Til brug for vurdering af den kemiske tilstand refererer alle landene til listen over prioriterede miljøfarlige stoffer i Vandrammedirektivet.

Referencetilstande er generelt defineret på baggrund af en kombination af historiske data og ekspertvurderinger, og landene med tilstødende kystområder har interkalibreret deres kvalitetselementer. Det videnskabelige grundlag for referencetilstande varierer, da det er afhængigt af kvaliteten og varigheden af landenes overvågningsprogrammer i historisk tid. Alle lande har således fastsat referencetilstanden for fytoplankton på baggrund af ekspertvurderinger, der tager afsæt i interkalibreringsarbejde, historiske data eller modelberegninger. For makrovegetation er det særligt historiske data, som danner grundlag for fastsættelsen af referencetilstanden. Historiske data anvendes i denne sammenhæng af alle lande, men i varierende kvalitet i forhold til tid og kontinuitet. Ved benthiske makroinvertebrater afspejles landenes tradition for monitoring og anvendelse af makroinvertebrater som indikatororganisme i fastsættelsen af referencetilstande. Holland og Tyskland baserer således målet for referencetilstanden på baggrund af historiske data, der vurderes af eksperter. I Polen har det historiske datagrundlag ikke været tilstrækkeligt til fastsættelse af målet for referencetilstanden, og derfor anvender landet i stedet statistiske beregninger.

Information om den konkrete metode, som anvendes til fastsættelsen af referencetilstanden i Sverige, har ikke været tilgængelig. Da der ikke er kystområder i Sverige med referencetilstand antages det, at målet for tilstanden er fastsat ud fra en kombination af historiske data, modellering og ekspertvurderinger, som det er tilfældet i Danmark. Sverige adskiller sig således heller ikke væsentligt fra Holland, Tyskland og Polen.

Alle de undersøgte lande har fastsat miljømål i overensstemmelse med Vandrammedirektivets retningslinjer, således at kystvandene er målsat til "god tilstand", hvilket indbefatter en "god økologisk og kemisk tilstand", samt "god fysisk tilstand", sidstnævnte baseret på hydromorfologiske kvalitetselementer. I alle fire lande er Vandrammedirektivet inklusive målene indført i lovgivningen og implementeringen af dem sker gennem en række vandplaner "River Basin Management Plans", der er regionalt forankrede i regioner, delstater, vovoidship og len.

Alle fire lande anvender "one out all out" princippet, hvor overskridelse eller manglende målopfyldelse af et kvalitetselement har konsekvenser for den samlede tilstandsvurdering. De fire lande anvender grænseværdier for den økologiske kvalitetsratio (EQR) til adskillelse af de forskellige økologiske tilstande. I tilstandsvurderingen fastsættes EQR ud fra de målte værdier for hvert kvalitetselement. Der er fastsat grænseværdier for de enkelte indikatorer, der kan omsættes direkte til en EQR-score. Via interkalibreringssamarbejdet mellem de lande, der deler kystvande (GIG), er visse parametre for indikatorer blevet samkørt, og der er fundet frem til fælles klassifikationsgrænser i disse tilfælde. Der er forskelle i udviklingen af de supplerende fysisk-kemiske støtteparametre, hvor nogle lande som Tyskland og Sverige har udviklet klassifikationsgrænser, i modsætning til Polen, der anvender parametrene

med arbitrært fastsatte grænser mellem god og moderat tilstand. Der er ingen forskel mellem landene i anvendelsen af de supplerende fysisk-kemiske støtteparametre, som kun bruges til supplement og ingen vægtning har i tilstandsvurderingen, udover at fastslå om en god økologisk tilstand kan opløftes til høj. I vurderingen af kemisk tilstand anvender alle landene som udgangspunkt det samme princip om "one out- all out". Overstiger et stof fra den prioriterede liste EQS-værdierne og dermed indikerer, at den kemiske tilstand ikke er god, er den bedst mulige opnåelige økologiske tilstand moderat.

Opgørelse af påvirkningsfaktorer og indsatsbehov varierer mellem landene. Der er enighed om, at de væsentligste påvirkningsfaktorer inkluderer eutrofiering som følge af høje udledninger af næringsalte og forurening med miljøfarlige stoffer. Flere af landene har tidligere iværksat tiltag alene eller i internationale samarbejder, der reducerer næringsstofbelastningen af vandmiljøet, primært fosfor og kvælstof. Alle landene på nær Sverige har specifikke reduktionsmål i forhold til kvælstof. I Tyskland, har delstaten Slesvig-Holstein beregnet indsatsen ved en simpel 1:1 reduktion, hvor en x % afvigelse i forhold til miljømålet skal imødegås af en x % reduktion af N- og P-belastningen. Valget af indsatser er sket som en afvejning af potentiel økologisk effekt kontra økonomiske og ressourcemæssige omkostninger. Alle landene har vurderet, at miljømålene ikke kan nås i indeværende planperiode af økonomiske eller tidsmæssige årsager. I forhold til kemisk tilstand, er indsatsbehov fokuseret på at nedbringe eksisterende kilder til forurening. Både Holland og Sverige har inkluderet yderligere undersøgelser, information og uddannelse samt ændret forvaltning i deres indsatsprogram.

3 anbefalinger til udvikling af et marint planlægningsværktøj

Et marint planlægningsværktøj skal i denne forbindelse opfattes som en værktøjskasse, der kombinerer skrevne retningslinjer (regneregler) med tilhørende regneværktøjer, som kan være mere eller mindre avancerede spændende fra eksempelvis simple sammenhænge mellem to parametre over mere eller mindre avancerede statistiske og empiriske vandkvalitetsmodeller til avancerede hydrodynamiske modeller under anvendelse af matematiske algoritmer for relevante fysiske og biologiske processer. Regneværktøjerne er koblet til databaser med geografiske grundoplysninger om vandområderne herunder oplysninger om miljøtilstande, påvirkninger m.v. Værktøjerne skal udarbejdes så de kan anvendes i vandplanlægningen i forbindelse med vurderinger af de enkelte vandområders miljøtilstand, vurderinger af påvirkninger og indsatsbehov, samt til vurdering af effekter af marine virkemidler.

Tilstandsvurderingsværktøjerne udvikles i EU-sammenhæng ifm. vandrammedirektivets interkalibreringsproces, hvor de konkrete mål for tilstanden skal fastlægges. Målfastlæggelsen sker gennem en sammenligning med andre landes tilstandsvurderinger, således at de fastlagte grænser for høj/god miljøtilstand og god/moderat miljøtilstand er udtryk for et ensartet beskyttelsesniveau i sammenlignelige vandområder. De samme værktøjer skal også anvendes til vurdering af den aktuelle miljøtilstand i kystvandene, da miljøtilstand og mål ellers ikke vil kunne sammenlignes.

Et planlægningsværktøj til vurdering af miljøpåvirkninger, effekter af marine virkemidler og indsatser i oplandet skal udvikles i 'modelværktøjsprojektet'. I udviklingen af planlægningsværktøjet er det vigtigt, at det kan relateres til metoderne til opstilling af miljømål, således at der sikres en overensstemmelse mellem mål og indsats.

3.1 Modelværktøjer – udbygning af marine værktøjer ("ålegræsværktøjet") med flere kvalitets-elementer

Problemstilling

Marine vandkvalitetsmodeller i form af hav- og fjordmodeller er i samspil med overvågningsdata centrale og nødvendige værktøjer til brug for vurderinger af betydningen af de

dynamiske processer i de marine områder, herunder betydningen af klimaforandringer, for den økologiske tilstand i de enkelte kystvandsområder. Modellerne er også centrale værktøjer til brug for vurdering af effekt af indsats, samt for en mere sikker vurdering af indsatsbehov i de marine vandområder som i første generation af vandplaner havde den største usikkerhed på vurderinger af indsatsbehovet (de såkaldte V2 og V3 områder), herunder også vurderinger af indsatsbehovet under inddragelse af andre kvalitetselementer end ålegræs.

Hav- og fjordmodellerne skal sammen med overvågningsresultaterne bidrage til vurderinger af årsagssammenhænge bag den konstaterede tilstand - fx årsagen til iltsvindshændelser eller årsagen bag en eventuel manglende udvikling i miljøtilstanden i forhold til det forventede. Hav- og fjordmodellerne skal i samspil med overvågningen bidrage til en systemforståelse, der sikrer at forudsigelser om tilstandsændringer, fx ifm. forsinkede effekter og feedbackmekanismer (tilbagekoblingsmekanismer, selvforstærkende effekter) bliver mere sikre.

Dertil kommer at hav- og fjordmodellerne i samspil med oplandsmodellerne skal bidrage til forståelsen af sammenhænge over en længere årrække mellem de væsentlige påvirkninger (næringsstofbelastning, klimaforandringer samt diverse fysiske påvirkninger såsom fiskeri med bundtrawl, muslingeskrab, råstofindvinding, klapning, udgravning og vedligehold af sejlrender) og tilstanden i kystvandene, og dermed bidrage til tilvejebringelse indsatsprogrammer der kan sikre opfyldelsen af miljømålene. Modellerne skal således, i samspil med kortlægnings- og overvågningsdata, kunne bruges til vurdering af betydning af og indsatsbehov overfor andre påvirkningsfaktorer end næringsstoffer. Endelig skal modellerne skabe grundlag for en vurdering af betydningen af grænseoverskridende forurening, herunder betydningen af luft- og vandbårne næringsstofpåvirkninger.

Modelværktøjer kan være mere eller mindre avancerede, hver med sine kvaliteter (se faktabox). Det er således en udfordring at vælge en passende strategi for udviklingen af modelværktøjer, der er tilpasset forvaltningsmæssige behov og rammebetingelserne for modeludvikling i form af den til rådighed værende udviklingstid og udviklingsbudget - samt ikke mindst de til rådighed værende inputdata (overvågningsdata om tilstande og påvirkninger, samt data om naturgivne forhold mv.).

FAKTABOX

Marine vandkvalitetsmodeltyper – anvendelse/fordele/ulemper

I vandplanerne er kravene til miljøtilstanden for de marine vandområder formuleret som kvantitative betingelser til udvalgte tilstandsvariable. Formålet med brugen af vandkvalitetsmodeller er at forudsige størrelsen af disse tilstandsvariable som funktion af de påvirkningsfaktorer, der styrer vandkvaliteten. Da der ikke eksisterer fuldkomne modeller er opgaven at udvælge de modeller der med tilnærmelse og under hensyn til viden og ressourcer bedst muligt løser opgaven.

Nøjagtigheden af en vandkvalitetsmodel afhænger i høj grad af de data der er til rådighed for kalibrering og validering. En model af en konkret fjord består af et modelværktøj, som koblet med kalibrering og validering med data, bliver til en model af systemet. Valg af modeltype må bygge på en helhedsvurdering af modelværktøj og datagrundlag.

Vandkvalitetsmodeller kan kategoriseres efter deres kompleksitet. Der er ingen skarpe grænser, men traditionelt skelner man mellem simple statistiske modeller og avancerede dynamiske økologiske modeller.

Statistiske vandkvalitetsmodeller (ofte betegnet empiriske modeller) er normalt enkle matematiske relationer mellem en række, gerne få, afhængige og uafhængige variable. Da relationerne ikke bygger på fysiske eller biologiske lovmæssigheder betegnes modellerne ofte black-box modeller. Modellerne har normalt en lav kompleksitet, men den præcise udvælgelse af modeltype kan være kompliceret. Modellernes styrke og begrænsning ligger i, at modellerne henter sine informationer fra variationerne i de data der bruges i kalibreringen. Derfor kræves lange tidsserier (mindst 5 – 10 år) af data for kalibrering og validering. *Fordelen* ved statistiske modeller er bl.a., at valideringen giver mulighed for en vurdering af deres nøjagtighed. De er mest velegnede til vurderinger i områder med relativt homogen fordeling af de udvalgte tilstandsvariable. *Ulemperne* er bl.a. at de er mindre egnede til fjorde med flere bassiner (f.eks. Isefjord og Limfjorden).

Avancerede dynamiske økologiske modeller har en stor kompleksitet og bygger på en høj grad af kausal systemforståelse af de koblede fysiske og økologiske forhold. Kernen i modellerne er massebalanceligninger for de forskellige tilstandsvariable og disses interaktioner, sat op med en høj tidslig og stedslig opløsning. *Fordelen* ved disse modeller er netop, at de kan håndtere problemstillinger, der kræver denne høje opløsning i tid og sted. Der forekommer at ligge et potentiale i at kombinere avancerede hydrodynamiske fjordmodeller med simple statistiske vandkvalitetsbeskrivelser for eksempel for fjorde med flere delvist adskilte bassiner. *Ulemperne* ved modellerne i en forvaltningsmæssig sammenhæng er, at det tilgængelige datagrundlag for kalibrering og validering over flerårige perioder kan være vanskeligt at fremskaffe og derfor kan det være vanskeligt at dokumentere resultaternes nøjagtighed. Komplekse modelværktøjer i sammenhæng med ringe datagrundlag vil ofte føre til mere usikre resultater end hvad opnås med mindre komplekse værktøjer med samme grundlag.

Anbefalinger

- Modelværktøjerne bør udvikles så de i muligt omfang inddrager såvel ålegræs som øvrige EU-interkalibrerede kvalitetselementer til vurdering af indsatsbehov. Modellerne skal således udvikles/udbygges under inddragelse af nyeste forskningsviden, med henblik på i muligt omfang at håndtere såvel ålegræs, klorofyl, udbredelse af makroalger og bundfauna (DKI), samt støtteparametre som sigtgybde, næringsstofindhold, ilt, sedimentforhold og fysiske forhold.

- Det er vigtigt at holde det langsigtede perspektiv for øje ved udvikling af et marint planlægningsværktøj da den nyeste forskningsviden 'løbende' skal inddrages, men samtidig er det nødvendigt at tilvejebringe et planlægningsværktøj, der er anvendeligt og funktionsdygtigt i forhold til de vandforvaltningsmæssige behov på relativt kort sigt - altså set i det mindre end 2-årige perspektiv for udarbejdelse af næste vandplan.
- Da det i praksis formentlig ikke vil blive muligt (tidsmæssigt og ressourcemæssigt) at arbejde med dynamiske/økologiske modelværktøjer i samtlige kystvandsområder, er det hensigtsmæssigt at arbejde med forskellige modeltyper, der tilsammen dækker alle kystvandsområder. Det forhold at en hel række komplekse sammenhænge mellem antropogene (spildevand, landbrug, fiskeri, fysiske aktiviteter m.v.) og 'naturlige' påvirkninger (klima, meteorologi, m.v.) skal afdækkes, i sit mest komplekse udtryk i form af hysteresis (systemskift), betinger også et behov for forskellige mere eller mindre koblede modeltyper.
- Der er således behov for en *specifik, detaljeret vidensopbygning for et antal kystvandsområder* dækkende de danske kystvandstyper, omfattende en dynamisk model for de åbne farvande (en havmodel) samt dynamiske modeller og detaljerede empiriske/statistiske modeller for et antal større fjorde og kystnære områder (de empiriske modeller kan godt omfatte åbne farvande) repræsentative for betydende danske fjord-systemer. Dertil kommer et behov for et *'generaliseringsværktøj' for øvrige områder*, der baseres på disse modeller, men tilpasset lokale forhold evt. i kombination med mindre, lokale empiriske/statistiske modeller, m.v., hvor det er muligt.
- Modellerne skal generere en systemforståelse, herunder kunne beskrive N, P og C kredsløb i vandsøjlen og sediment/bundssubstrat (fx stenrev) samt ålegræs, makroalger og betydende fysiske parametre som f.eks. resuspension, mv og kunne beskrive de feedback-mekanismer, som er relateret hertil. Modellerne skal kunne relateres til de udvalgte indikatorer i vandrammedirektivet. Samtidig skal modellerne genereres på baggrund af så lange datatidsserier, som er tilgængelige, bl.a. for at kunne afdække eventuelle systemændringer.
- Det skal som udgangspunkt tilstræbes, at der, hvor det er muligt, er overensstemmelse mellem den valgte suite af modelværktøjer i "modelværktøjsprojektet", og det overvågningsprogram der skal understøtte udvikling og kørsel af modellerne. Til brug for opstilling og kalibrering af modelværktøjerne kan det være nødvendigt som en del af "modelværktøjsprojektet" at tilvejebringe kontinuerede måledata (ilt, temperatur, m.v.) fra fx bølger i dybere åbne farvande og dataloggere i lavvandede dele af fjordområder, m.v.
- Se i øvrigt nedenstående mere specifikke anbefalinger for delelementer i et marint planlægningsværktøj

3.2 Udbredelse af interkalibrerede miljømål for andre indikatorer/kvalitetselementer end ålegræs til alle marine VRD-vandområder.

Problemstilling

Ifølge Vandrammedirektivet skal der udvikles værktøjer, der kan fastlægge økologiske tilstand i kystvandene for alle indikatorerne nævnt i vandrammedirektivets bilag V (se faktabox). Disse indikatorer skal foruden anvendelse til klassifikation af tilstanden også anvendes i vurderingen af målopfyldelse og kan indgå i vurderingen af indsatsbehov på tilsvarende måde som ålegræs. Dette sker bl.a. gennem opstilling af relationer til relevante påvirkningsfaktorer, herunder næringsstofpåvirkninger.

FAKTABOX

Indikatorer for tilstandsklassifikation efter vandrammedirektivet

Tre indikatorer er under kvalitetselementet Planteplankton:

- *Sammensætning og mængde af planteplanktontaxa*
- *Gennemsnitlig planteplankton biomasse*
- *Planktonopblomstringer - frekvens og intensitet*

Fire indikatorer er under kvalitetselementet Makrovegetation, herunder to indikatorer relateret til marine blomsterplanter:

- *Tilstedeværelse af forureningsfølsomme arter af blomsterplanter*
- *Mængde og tæthed af frøplanter*

og to indikatorer relateret makroalger:

- *Tilstedeværelse af forureningsfølsomme arter af makroalger*
- *Dækningsgrad af makroalger*

To indikatorer er under kvalitetselementet Bundinvertebrater:

- *Diversitet og mængde af bundlevende invertebrattaxa*
- *Tilstedeværelse af forureningsfølsomme bundlevende taxa*

Ved tilstandsklassifikationen i den første generation af vandplaner er der anvendt indikatoren "Mængde og tæthed af frøplanter" i form af ålegræssets dybdegrænse, samt "Planteplankton biomasse" målt som klorofyl a, som er anvendt langs den jyske vestkyst, da ålegræs ikke forekommer i dette område. Vurdering af indsatsbehov i forhold til kvælstofpåvirkning er alene sket med udgangspunkt i ålegræssets dybdegrænse.

I første halvdel af 2013 forventes EU kommissionen at vedtage en ny beslutning om miljømål fastlagt på baggrund af interkalibreringsresultaterne. De elementer, der indgår i beslutningen skal derfor indgå i anden generation af vandplanerne. Interkalibreringen forventes fortsat i 2013-16. I 2016 forventes, at EU kommissionen gennemfører en supplerende beslutning om yderligere miljømål for interkalibrerede indikatorer, men såfremt der opnås nye færdiginterkalibrerede værdier inden 2016, vil disse kunne godkendes og træde i kraft tidligere. Disse interkalibrerede indikatorer vil kun gælde for åbne kystvande, og de skal efterfølgende udbredes til de øvrige kystvandsområder, bl.a. fjorde.

Det indgår i arbejdet med at udvikle de indikatorer, der skal interkalibreres, at indikatoren skal kunne relateres til og korrelere med en eller flere presfaktorer. Sammenhæng med en presfaktor er endvidere en forudsætning for at indikatoren kan anvendes til vurdering af, hvilken indsats, der skal til, for at et vandområde opnår god økologisk tilstand. Vurderingen kan fx foregå via en modelgenereret følsomhedsanalyse.

Der vil være indikatorer, der ikke er interkalibreret før tidligst udgangen af 2013, og disse indikatorer vil af tidsmæssige årsager næppe kunne gøres operationelle for alle vandområder og således indgå i anden generation af vandplanerne. Dette gælder makroalger samt visse elementer vedrørende blomsterplanter og planteplankton.

Anbefalinger

- Det er vigtigt som første skridt at få vurderingsmetoder, indikatorer og miljømål, som er interkalibrerede i starten af 2013, udbredt til at gælde for alle VRD-vandområder fsva. miljømål og tilstandsklassifikation.
- For indikatorer, der ikke er interkalibrerede, bør det prioriteres at igangsætte udredningsarbejder mhp. at udbrede interkalibreringen til alle VRD-vandområder så snart det endelige interkalibreringsresultat foreligger, således at resultaterne kan indarbejdes så tidligt som muligt i modeludviklingsarbejdet.

3.3 Inddragelse af fysiske faktorer, herunder sedimentforhold

Problemstilling

I første generation af vandplaner adresseres primært en kvælstofindsats i forhold til målopfyldelse for udbredelsen af ålegræs. Men der er også behov for at vurdere både betydningen af fysiske faktorer for målopfyldelse samt eventuelle indsatsbehov heroverfor. Fx indflydelsen af bundtrawling og muslingeskrab, råstofindvinding, klappning, udgravning og vedligehold af sejlrender, betydning af sedimentkarakteristika (type, stabilitet) samt påvirkning fra bundfauna og andre makrofytter. Inddragelse af disse påvirkninger vil kunne styrke modellerne generelt, og specifikt beskrivelsen af makrofytter.

I områder, hvor der foregår bundtrawling og muslingeskrab påvirkes planter og dyr knyttet til havbunden. Større, flerårige makroalger kan have en lignende effekt på ålegræs, når de fasthæftet på sten bliver trukket hen over sedimentoverfladen af strøm og bølger. Bundtrawl og muslingeskrab samt vedligehold af sejlrender hvirvler også sediment op i vandfasen (resuspension) og nedsætter således lysnedtrængningen til skade for ålegræsset. Resuspensionen bringer også næringsalte op i vandfasen (se kap. 4.4. nedenfor).

De fysiske påvirkninger kan således påvirke sedimentstabiliteten og nedsætte lysnedtrængningen, som er afgørende for især ålegræssets reetablering (både mht forankring og frøspiring). Ålegræs stabiliserer selv sedimentet, men stabiliteten og dermed reetableringen af ålegræs er i øvrigt meget afhængig af tilstedeværelsen af bentiske kiselalger, der kitter overfladesedimentet sammen.

Mens resuspension således hindrer forankring, spiring og vækst af ålegræs, øger tilstedeværelsen af ålegræs omvendt stabiliteten af havbunden, når først ålegræsset er reetableret i bestande af en vis størrelse, altså en selvforstærkende proces (feedback), der i dette tilfælde virker i positiv retning - se også buffereffekten ifm. næringsstoffer nedenfor). Denne feedback kan omvendt virke i negativ retning når ålegræsset begynder at forsvinde, idet sedimentstabiliteten reduceres (resuspensionen øges) og derved mindskes chancen for etablering af nye ålegræsplanter, etc. Den herved øgede resuspension tilfører fine partikler til de områder, der i forvejen har blødt sediment, mens partikler fjernes fra erosionsområderne og gør dem mere grovkornede.

Effekterne af disse fysiske påvirkninger har også større eller mindre betydning for andre biologiske komponenter af økosystemet end ålegræs (fytoplankton, makroalger, bundfauna). Ifm. makroalger skal tilføjes, at det bør være muligt at kunne vurdere systemeffekten af virkemidlet 'stenrev', altså udlægning af sten, der bevokses af makroalger.

Det vurderes ikke realistisk inden for en overskuelig fremtid direkte at kunne simulere de enkelte indikatorarter i eksisterende bundfaunaindeks (DKI-indexet, som er et diversitet-sindex, der anvendes til vurdering af den aktuelle tilstand) med dynamiske modeller. Modeller, der evt. kan håndtere bundfaunaen mht. relation til påvirkninger (fx iltsvind), vil indtil videre skulle have empirisk/statistisk karakter med en kobling til DKI-indexet. Dog kan en sedimentkortlægning (evt. sammen med iltsvindskort) potentielt bruges til at estimere fordeling af forskellige bunddyrtyper. I så fald kan sedimentforholdene agere proxy for bundfaunaen, dog ikke som indikator men snarere i en system-/modelmæssig sammenhæng mht. deres påvirkning af stofomsætningen.

Anbefalinger

- Det anbefales at der via "modelværktøjsprojektet" igangsættes et udredningsarbejde om væsentlige fysiske effekter/tiltag og sedimentforhold – bundtrawling og muslingeskrab, vedligehold af sejlrender, sedimentstabilitet/resuspension, stenrev, m.v. Dette for at kunne inddrage og håndtere effekterne på økosystemniveau i modellerne, specifikt i forhold til ålegræs og makroalger. Det kan fx være i form af matematiske beskrivelser af erosionstærskler til brug i en dynamisk model, og fx i form af empiriske/statistiske modeller med sammenhænge mellem lysforhold, sigtdybde, suspenderede stofmængder, muslingeskrab, m.v.
- Ovenstående implicerer, at der som en del af "modelværktøjsprojektet" tilvejebringes data for sedimentparametre og parametre relateret til resuspenderet stof, fx. POC, TOC, SS i vandfasen samt sedimentkarakteristika, lys m.m. Det kan også konkret anbefales at udlægge turbiditetsloggere (kontinuert måling af opslemmede partikler, der vil kunne angive variationer i lysregimet) sammen med ilt- og temperaturloggere i ålegræsbevoksede dele af udvalgte fjorde/kystnære områder, hvor der skal genereres detaljeret vidensopbygning. For disse områder er det hensigtsmæssigt at få udarbejdet sedimentkort (vandindhold, glødetab, bentiske mikroalger, kornstørrelsesfordeling i overfladesedimentet, m.v.), fx for at kunne vise ålegræssets udbredelsespotentiale.
- Det bør som en del af projektet udredes i hvor høj grad sådanne sedimentkort, genereret dynamisk i en model eller på anden vis, kan udnyttes ifm. håndtering af bundfauna i modelværktøjerne.

3.4 Næringsstoffdynamik i sedimentet

Problemstilling

Det er væsentligt at inddrage sedimentets næringsstoffdynamik (N, P) i modellerne i højere grad end i dag, idet det vurderes at disse forhold typisk har væsentlig betydning for miljøtilstanden i vandområderne.

Mange kystområder, særligt lukkede vandområder (fjorde og nor) og de dybere bassiner i de mere åbne farvande, er generelt karakteriseret ved at den interne belastning med næringssalte, kvælstof såvel som fosfor, (sæsonmæssigt) kan være af betragtelig størrelse. Kvælstof og fosfor omsættes ligeværdigt, men kvælstof kan ikke som fosfor adsorbere/fæstne sig til metaller, og kvælstof frigives derfor løbende under omsætningen. Fosfor vil under velilteede forhold bindes til metaller og frigives, når der opstår iltmangel i overfladesedimentet.

Er der tilstrækkeligt lys på bunden, vil der typisk forekomme bentiske belæggninger af mikroalger, som både kan optage næringssalte fra det underliggende sediment og fra den ovenliggende vandfase, og i øvrigt kan have en primærproduktion der i visse tilfælde er i samme størrelsesorden som i den overliggende vandfase. En væsentlig proces i marine sedimenter er den mikrobielle denitrifikation, der fjerner kvælstof. Fysiske forstyrrelser af

sedimentet, hvad enten de har en naturlig årsag (fx storme) eller er menneskeskabte (fx bundtrawl), kan (momentant) øge tilgængeligheden af næringsalte i vandet.

Bundfaunaen spiller en væsentlig rolle for marine områders næringsstoffdynamik når den omrører den øverste del af sedimentet (bioturbation). Bioturbationen vil ilte den øverste del af sedimentet, hvor dyrene ventilerer og graver, og dermed øge bufferkapaciteten overfor udvikling af iltvind og udslip af giftigt sovlbrinte og bl.a. derigennem påvirke næringsstoffdynamikken. Den filtrerende bundfauna har en nøglerolle som 'vandrensere', især i en række fjorde, når algebiomassen i det overliggende vand frafiltreres. Derved påvirkes både sedimentets stofomsætning og lysforholdene i vandfasen.

Ses der bort fra parametre relateret til suspenderet stof, er tilgængeligheden og omfanget af data fra vandsøjlen (næringsalte, ilt, klorofyl) til brug i modeller generelt god, men der er (formodentlig) mangel på data for næringsstoffpuljerne og deres omsætning i sedimentet og de få data, der er tilgængelige er overvejende relativt gamle. Generering af nye datasæt kan for visse parametre også vise om der har været en tidlig udvikling. En ordentlig sedimentbeskrivelse af især puljestørrelser af næringsalte og forståelse af deres tilgængelighed og mobilitet er nødvendig for at modeller, dynamiske såvel som empirisk/statistiske, er langtidsholdbare.

Anbefaling

- Sedimentets næringsstoffdynamik, herunder den interne belastning, de bentiske mikroalgers rolle, filtratorenes rolle, bioturbationen samt resuspensionen, bør inddrages i "modelværktøjsprojektet".
- Der bør udarbejdes en oversigt over dels hvilke sedimentnæringsaltdata, der er til rådighed for indarbejdelse i modeller, dels hvilke nye og supplerende sedimentdata "modelværktøjsprojektet" kan tilvejebringe.

3.5 Videreudvikling af ålegræs som indikator og afdækning af dets rolle i økosystemet

Problemstilling

I første generation af vandplaner er "ålegræsværktøjet" anvendt til at fastlægge det kvælstofbelastningsniveau, der for konkrete fjorde vil kunne tilgodese et niveau for kvælstofkoncentrationen, som er en forudsætning for at vandområdet/kystvandet vil kunne opnå god tilstand.

Der foreligger pt. ikke et værktøj, som med mindre usikkerhed end 'ålegræsværktøjet' kan anvendes til at opgøre kvælstofindsatsbehovet i de danske fjorde og kystvande.⁵ Men værktøjet er ikke anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs, da det ikke kan beregne den tidlige respons på reduktioner i næringsstoffbelastningen⁶. Dette hænger først og fremmest sammen med, at de fysiske grundvilkår for ålegræs (bundforhold, sedimenttransport m.v.) i mange områder har ændret sig over en længere periode som følge af et forhøjet næringsstoffniveau (eutrofiering), og andre faktorer, som f.eks. fiskeri, fjernelse af stenrev og andre råstoffer. Dette sammenholdt med at ålegræs er trængt meget tilbage og at udbredelsespotentialer dermed er mindsket drastisk har medført, at reetablering af ålegræs er vanskeliggjort og tidskrævende selv de steder, hvor vandet er klart nok til at lyset ikke er begrænsende for udbredelsen.

Produktionen af planteplankton er primært styret af lys og koncentrationen af næringsstoffer, og mens fosfor kan være begrænsende for produktionen i foråret, kan den be-

⁵ Miljøministeriets og Fødevarerministeriets arbejdsgruppe: Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport, maj 2011.

⁶ Natur- og landbrugskommissionen: Kvælstofarbejdsgruppen, rapport juni 2012.

grænses af kvælstof resten af vækstsæsonen. Reduktionen af kvælstof til det marine vandmiljø er en afgørende forudsætning for vandmiljøets mulighed for at genskabe god økologisk tilstand, men der bør fremadrettet fortsat være fokus på reduktion af både kvælstof og fosfor, jf. Natur- og Landbrugskommissionen.⁷ Hvilken rolle fosfor spiller for ålegræsvækst gennem begrænsning af fytoplanktonvæksten er ikke afklaret, herunder betydningen af den interne belastning af fosfor fra sedimentet (se også afsnit 3.4 ovenfor). Der er ligeledes en række fysiske påvirkninger (se afsnit 3.3, ovenfor), som mere og mere tyder på har en markant effekt på ålegræsvækst- og udbredelse.

Ålegræsbede har en vigtig funktion som habitat (for andre organismer), som næringsstofbuffer, og som sedimentstabiliserende faktor. Disse forhold betinger, at mere dynamiske, systemmæssige, areal- og udbredelsesmæssige forhold mht. ålegræs bør inddrages i en videreudvikling af indikatoren ålegræs. I den sammenhæng vil overvågningsdata for dækningsgrad/tæthed af ålegræs kunne være et vigtigt supplement til dybdegrænsen i relation til de nævnte systemfunktioner. Det eksisterende overvågningsprogram's ålegræsundersøgelser leverer, foruden dybdegrænsen, således også bestemmelse af dækningsgrader (procent bundareal med ålegræsplanter) i hele dybdeintervallet, hvor ålegræs gror.

Ålegræssets dybdegrænse og evt. udvikling af ovennævnte indikator for ålegræssets dækningsgrad adresserer dog ikke direkte de dynamiske, systemmæssige aspekter. Den mængde næringsstof, der er bundet i ålegræs, kan udgøre en væsentlig del af en fjords samlede 'næringsstofbeholdning' samtidig med at omsætningstiden heraf er lav. Groft beregnet kan det samme kvælstof omsættes i eksempelvis Odense Fjord 10-20 gange på et år hvis det er bundet i fytoplankton og én-årige makroalger, og 'kun' højst én gang hvis det er bundet i ålegræs. Samtidig stimulerer tilstedeværelsen af ålegræs en mere permanent begrævelse af kvælstof- og fosforholdige forbindelser i det underliggende sediment.⁸ En systemmæssig tilgang, der skal adressere denne buffereffekt mht. næringsstoffer, skal således inddrage den samlede arealbaserede udbredelse af ålegræs i en model.

Hertil kommer de selvforstærkende effekter (feedback). Mekanismen vil her bestå i det forhold, at når der er fremgang i vækst og udbredelse af ålegræs i en fjord, vil der også kunne bindes relativt mere næringsstof, altså en buffereffekt mht. næringsstoffer. Denne feedback kan virke i negativ retning, når næringsstofflørslen er for stor og ålegræsset forsvinder. Det er således afgørende at kende ændringer i næringsstofflow og buffereffekt, for at modellerne kan regne rigtigt over tid og dermed for eksempelvis at kunne vurdere effekten af en given indsats troværdigt. Man skal dog gøre sig de beregningstekniske udfordringer klar, ikke mindst når man oven i feedback-mekanismerne lægger ålegræssets træghed på respons på ændringer pga. indstillinger af nye ligevægte ift. andre økosystemkomponenter, og mulige regimeskift undervejs.

De ovenstående forhold kunne til dels også gælde for makroalger, både hvad angår udvikling af makroalge-indikatorer og makroalgernes systemmæssige rolle (fx er en indikator, der omfatter makroalgernes dækningsgrad under udarbejdelse).

Anbefalinger

- Det bør i "modelværktøjsprojektet" udredes, om ålegræssets dækningsgrad (tæthed) kan udvikles til en brugbar supplerende ålegræsindikator fsva. miljømål, tilstand og, om muligt, indsatsbehov. Udarbejdelse af et nutidigt udbredelseskort af ålegræs (i lighed med de historiske udbredelseskort fra omkring år 1900) vil være særdeles nyt-

⁷ Natur- og landbrugskommissionen: Kvælstofarbejdsgruppen, rapport juni 2012.

⁸ M.F. Pedersen, J. Borum & L. Brøgger, 1999: Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. *Fra: Lomstein, B. (red.), Havmiljøet ved årtusindskiftet. Olsen & Olsen, 176 pp.*

tigt, og mulighederne for fremadrettet at indføre en form for fladekortlægning af ålegræs i overvågningsprogrammet bør afsøges.

- Det bør overvejes hvordan de betydende parametre for ålegræs udover kvælstof - fosfor samt temperaturer og iltforhold på lavt vand foruden de fysiske effekter og sedimentforhold - kan inddrages som forklarende variable ifm. en bedre beskrivelse af ålegræssets dybdegrænse, evt. dækningsgrad
- Det bør i "modelværktøjsprojektet" overvejes hvordan den nuværende NOVANA-overvågning af ålegræs i form af dækningsgrader kan udnyttes, udover evt. som indikator, i en dynamisk, systembaseret modelsammenhæng (næringsstofbuffer). Til håndtering heraf er det dog nødvendigt at omregne dækningsgrader af ålegræs til kulstof-, kvælstof- og fosforbiomasser, især i dynamiske modeller, og det anbefales at et sådant udredningsarbejde sættes i værk. Men biomassedata for ålegræs er særdeles sporadiske, og mulighederne for at øge denne datamængde bør overvejes.
- Ovenstående anbefalinger kunne i et vist omfang også gælde for makroalger, både hvad angår af brug af makroalge-indikatorer og makroalgernes rolle i en system-sammenhæng (biomasse, næringsstofindhold og -omsætning, etc).

3.6 Adskillelse af danske og udenlandske næringsstofkilder til de indre danske farvande

Problemstilling

Den relative betydning af den danske næringsstofftilførsel fra land til marine områder er størst i fjorde og kystnære farvande og aftager til åbne farvande, hvor den landbaserede belastning fra andre lande gør sig gældende. Herudover tilføres der næringsstoffer via atmosfærisk deposition fra såvel danske som udenlandske kilder.

Der er behov for at udvikle modelværktøjer så betydningen for miljøtilstanden af den grænsoverskridende luftbårne og vandbårne forurening fra andre lande kan vurderes, herunder også betydningen af danske vand- og luftbårne emissioner i forhold til miljøtilstanden af tilgrænsende vandområder. Det er her af væsentlig betydning hvor stor en del af næringsstofftilførslen, der er på en biologisk tilgængelig form.

Anbefalinger

- Det anbefales, at næringsstofftilførslen fra forskellige kilder – tilstødende landes landbaserede og atmosfæriske bidrag – håndteres i modellerne, fx ved i dynamiske modeller at 'mærke' disse særskilte kildetyper.
- Det bør i "modelværktøjsprojektet" udredes hvor stor en del af næringsstofftilførslen, der er på en biologisk tilgængelig form, herunder geografiske forskelle og forskelle mellem kildetyper.

3.7 Effekter af klimaændringer

Problemstilling

Klimaet er under forandring, hvilket har konsekvenser for naturens tilstand og udvikling. Der er allerede observeret signifikante klimaforandringer i Danmark, fx stigende middeltemperaturer og stigende nedbørsmængder - frem mod år 2100 forventes der, når der sammenlignes med 1961-90, bl.a. fortsatte temperaturstigninger (3-4°C), øget nedbør (10-50%) samt hyppigere ekstremvejr.⁹

I det marine miljø er der allerede målbare konsekvenser af klimaændringerne - øgede vandtemperaturer og en øget lagdeling af vandmasserne (øger iltsvindsrisikoen) samt en

⁹ M. Søndergaard, B. Kronvang, M. Pejrup & K. Sand-Jensen, 2006: Vand og vejr om 100 år – klimaforandringer og det danske vandmiljø. CONWOY-projektet. Hovedland, 144 pp.

tidligere forårsopblomstring af planteplankton (forlænget vækstsæson).¹⁰ Kombinationen af øget nedbør, mere vind og højere temperaturer vil også kunne påvirke ålegræs ved at flere næringsstoffer og mere uklart vand giver dårligere vækst, mens det er mere komplekst hvordan det øgede CO₂-indhold i vandet og den deraf følgende forsurening, der også er en konsekvens af klimaændringerne, påvirker plantevæksten, fx hvad angår balancen mellem fyttoplankton, makroalger og ålegræs.

Anbefalinger

- Modelværktøjerne bør udvikles så de er i stand til at vurdere betydningen af klimaændringer for den økologiske tilstand, og i forbindelse med beregning af indsatsbehov

¹⁰ Jens Würigler Hansen, Aarhus Universitet. Indlæg ved 'Konference om videreudvikling af det faglige grundlag for danske vandplaner', 28. september 2012 i Naturstyrelsen