

# På vej mod et godt havmiljø

Den 22. december 2014 kom 2. generations vandplaner i høring. Planerne er baseret på en helt ny marin værktøjskasse, der er resultatet af et fagligt udfordrende modelprojekt. De nye værktøjer imødegår den kritik, der har været af 1. generations vandplaner, ved at forbedre det marin-faglige grundlag for forvaltning af kystvandene. Denne artikel beskriver grundelementerne i værktøjskassen.

ANDERS CHR. ERICHSEN, JESPER CHRISTENSEN, HANNE KAAS, TRINE CECILIE LARSEN, STIIG MARKAGER, CIARÁN MURRAY, FLEMMING MØHLENBERG, ERIK KOCH RASMUSSEN & KAREN TIMMERMANN

## Introduktion

Fra 1. generations til 2. generations vandplaner har der været arbejdet intenst med at forbedre det marin-faglige grundlag. Det overordnede formål med arbejdet har været at udvikle modelværktøjer, der øger viden om sammenhænge mellem især næringsstofftilførsler og den økologiske tilstand i de 119 marine vandrammedirektivområder, der er defineret i Danmark. Den nye værktøjskasse har givet statens vandforvaltning et nyt redskab til at fastlægge de målbelastninger og indsatsbehov overfor næringsstofftilførsel, der kan understøtte god økologisk tilstand (GØT) i kyst- og fjordområderne, og dermed til at udarbejde de nu offentliggjorte udkast til vandområdeplaner.

Det er DHI og Aarhus Universitet der for Naturstyrelsen har udviklet modelværktøjerne til brug i vandforvaltningen. Modelværktøjskassen omfatter mekanistiske og statistiske modeller, og der foreligger således nu specifikke modeller for godt 90 % af det samlede marine vandområdeareal, der administreres i henhold til Vandrammedirektivet. Det svarer til knap 70 % af det samlede oplandsareal. DHI har stået for udviklingen af de mekanistiske modeller, mens Aarhus Universitet har udviklet de statistiske modeller, og i fællesskab har DHI og Aarhus Universitet udviklet et koncept for, hvordan modelresultaterne



Foto. Peter Bondo Christensen

kan anvendes til at estimere indsatsbehovene for samtlige vandområder.

De udviklede modelværktøjer og deres anvendelse er beskrevet i rapportserien "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen. Modeller for danske fjorde og kystnære havområder", se /1/, /2/ og /3/, og i denne artikel er de overordnede koncepter og resultater præsenteret.

## God økologisk tilstand

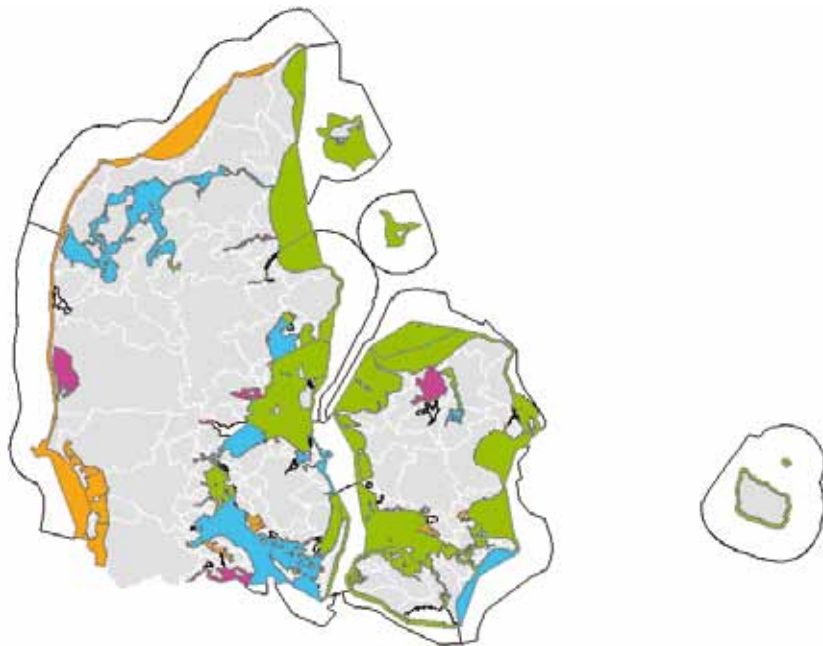
Klassifikation af økologisk tilstand bygger i Vandrammedirektivet på anvendelse af tre biologiske kvalitetselementer: Fytoplankton, bundvegetation og bundfauna. For hvert kvalitetselement anvendes flere indikatorer, og på nuværende tidspunkt er der i Danmark foretaget interkalibrering af én indikator for hvert kvalitetselement. De udviklede modelværk-

tøjer fokuserer på fytoplankton, beskrevet som sommerklorofylkoncentration, og bundvegetation, beskrevet som den potentielle dybdegrænse af ålegræs. Indikatoren for det tredje kvalitetselement, bundfauna, bygger på artssammensætning, som ikke umiddelbart kan udtrages af modellerne.

Ud over de biologiske kvalitetselementer kan modellerne beskrive fysiske og kemiske støtteparametre, som det er relevant at inddrage i vurderingen af den økologiske tilstand. Her har vi arbejdet med næringsstoffkoncentrationer, iltsvind og økologiske effekter af iltsvind.

## Ålegræs beskrevet ved lys

Ålegræs er et vigtigt biologisk element i vurderingen af den marine økologiske tilstand. I Danmark anvendes dybdegrænsen for åle-



Figur 1. Vandområder, der dækkes af statistiske modeller (lilla), mekanistiske modeller (grøn), både statistiske og mekanistiske modeller (blå) og meta-modeller (orange).

græssets hovedudbredelse som indikator for ålegræs. Da det ikke er muligt at anvende de udviklede modeller til at beskrive dybdegrænsen direkte, er lysets nedtrængning i vandet (udtrykt ved lyssvækkelsen,  $K_d$ ) anvendt som proxy-indikator for ålegræssets potentielle dybdegrænse.

Lys kan anvendes til at udtrykke den potentielle dybdegrænse for ålegræs, fordi tilstrækkeligt lys er en afgørende betingelse for, at der kan gro ålegræs ud til miljømålsdybdegrænsen. Omvendt betyder gode lysforhold ikke, at der vokser ålegræs, da andre faktorer som fx sedimentforhold og iltsvind også er bestemmende.

Anvendelsen af lysets nedtrængning giver samtidig mulighed for at anvende begge typer af modeller og dermed styrke bestemmelsen af indsatsbehovene. For at anvende lyssvækkelsen ( $K_d$ ) som proxy-indikator er miljømålene for dybdegrænsen omregnet til et mål for lysets nedtrængning.

### Modelværktøjer – statistiske modeller

De statistiske modeller beskriver år-til-år variationer i miljøparametrene total kvælstof (TN) og total fosfor (TP), sommerklorofyl og lyssvækkelse ( $K_d$ ) ud fra ændringer i næringsstoftilførsler fra dansk land, klimatiske forhold og fysisk-kemiske forhold. Modellerne er opstillet ved brug af data fra de kystnære monitoringsstationer, hvor der findes relativt lange (>15 år) måletidsserier, hvilket er en forudsætning for, at modellerne bliver tilstrækkeligt robuste. I udviklingen af modellerne er der brugt data fra perioden 1990-2012.

De statistiske modeller er lokalitetsspeci-

fikke (se figur 1 for visning af, hvilke områder der dækkes af de forskellige modeller) og beskriver den empiriske sammenhæng mellem miljøtilstand og de fysisk/kemiske forklaringsvariable, som bedst forklarer tilstanden.

Modellerne udvikles ved at teste en række kombinationer af forklaringsvariable og tidsperioder og derefter udvælge de forklaringsvariable, som giver den bedste sammenhæng til indikatoren. Den endelige model for indikatoren er en lineær multivariabel model med op til fire uafhængige parametre, se /3/.

For de modeller, hvor næringsstoftilførslen er udvalgt som forklaringsvariabel, kan der derfor udledes en lineær relation mellem tilførsler og indikatorværdien. Ud fra denne relation samt viden om den nuværende tilstand og miljømål kan den nødvendige reduktion for opfyldelse af miljømålet beregnes

(figur 2). Dette omsættes til en målbelastning, dvs. den maksimale næringsstoftilførsel som understøtter opfyldelsen af miljømålet, og et indsatsbehov for hver indikator.

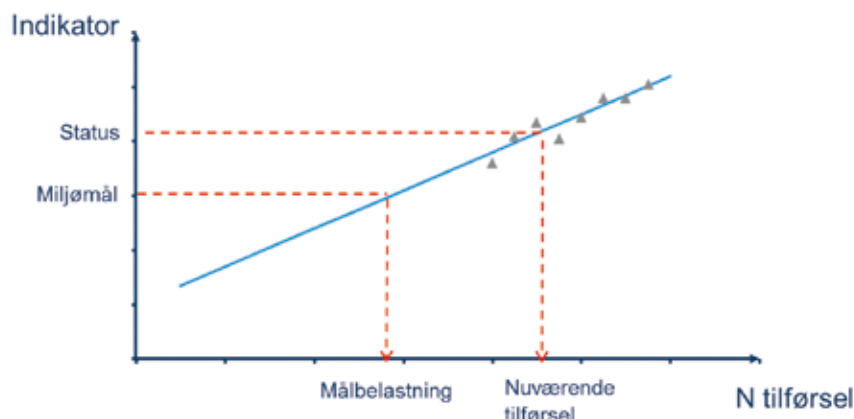
Ud over indikatorerne for lyssvækkelse og klorofyl er der for de statistiske modeller også benyttet supplerende indikatorer for at få et bedre samlet mål for vandområdernes tilstand og for at kunne beregne et mere robust indsatsbehov. De indikatorer, som yderligere er inddraget, er iltsvind og iltsvindeffekter, samt en indikator for kvælstofbegrænsning af fytoplanktons vækst. For hver af disse indikatorer beregnes der et indsatsbehov, og det samlede indsatsbehov for vandområdet findes som et vægtet gennemsnit.

### Modelværktøjer – mekanistiske modeller

De mekanistiske modeller simulerer, hvordan økosystemerne fungerer ved hjælp af et formelapparat, der beskriver de indbyrdes sammenhænge i økosystemet, og hvorledes økosystemet reagerer på ydre forhold som næringsstoftilførslen, se /2/. Næringsstoftilførslerne i modellerne omfatter tilførsler fra oplandene og fra atmosfæren. Både danske og udenlandske kilder indgår, og dermed omfatter de ydre forhold også stofudveksling med omkringliggende marine vandområder.

Der er udviklet 4 mekanistiske økosystem modeller: 1 regional model, som dækker vandområder i de indre danske farvande, samt 3 lokale modeller, som dækker vandområderne i Limfjorden, Odense Fjord og Roskilde Fjord (figur 1).

Den enkelte model er anvendt til at simulere en periode på 10 år. Modsat de statistiske modeller bruger de mekanistiske modeller ikke direkte overvågningsdata, men overvågningsdata indgår som en del af grundlaget for modeludviklingen og modelkalibrering/-vali-

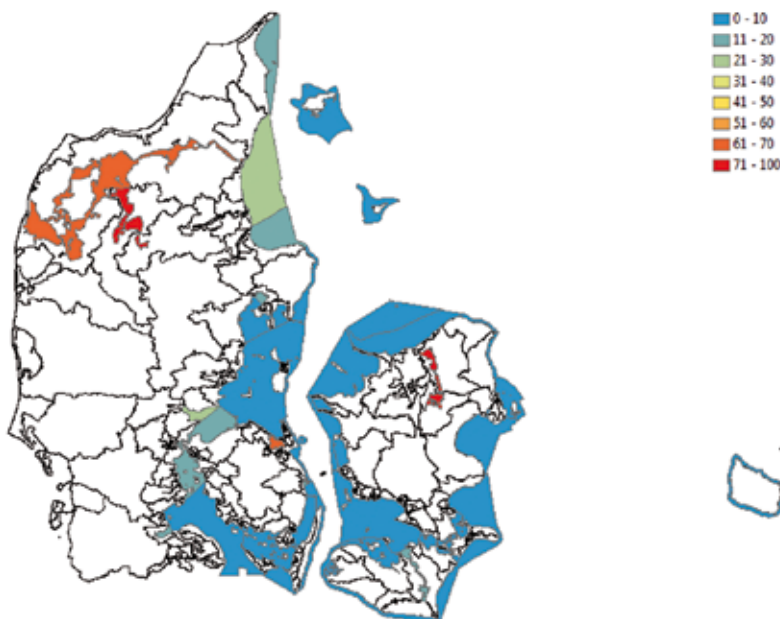


Figur 2. Principskitse der viser relation mellem forklaringsvariabelen kvælstoftilførsel og en miljøindikator. Punkter indikerer år-til-år observationer af indikatoren. Blå linje viser den lineære sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og indikator.

dering. Modellerne beregner tilstand, interaktioner og udvikling for en lang række miljøvariable – herunder ilt og effekter af iltvind. I forbindelse med indsatsberegninger er der udelukkende udtrukket data om de to indikatorer sommerklorofyl og lyssvækkelse ( $K_d$ ).

Ålegræs er et vigtigt biologisk element i modellerne. Modelbeskrivelsen inkluderer mange faktorer, som påvirker ålegræssets tilstand; herunder lysforhold, iltvind, sedimentets beskaffenhed, bølgepåvirkning, etc. Nogle af disse faktorer påvirkes af tilførslen af næringsstoffer. Modellerne beskriver også, hvordan tilstedeværelse/fravær af ålegræs påvirker økosystemets funktion. Modellerne omfatter således både virkninger på ålegræs og ålegræssets "feedback" mekanismer på økosystemet.

For at kunne bestemme indsatsbehovet i de områder, hvor miljøtilstanden ikke opfylder miljømålskravene, er modellerne benyttet til at simulere flere scenarier til belysning af effekter af reduktioner i næringsstoffølfslen. Givet de mange vandområder og de mange næringsstofkilder kan der defineres et uendeligt antal af scenarier. Dette er ikke praktisk muligt. Derfor er der udviklet en metode, som gør det muligt at screene virkningen af ændringer i næringsstoffølfslen i de enkelte vandområder på grundlag af et begrænset antal scenarier (relationer svarende til figur 2, men baseret på resultaterne fra mekanistisk modellering). I hvert scenarie reduceres den nuværende kvælstofstilførsel med samme



Figur 3. Andel af klorofyl-indikatoren, som kan forklares med landbaseret kvælstoftilførsel fra Danmark. Andelen er angivet i % for de vandområder, der er dækket af de mekanistiske økosystemmodeller.

procentsats overalt i Danmark. Scenarierne omfatter også ændringer i fosfortilførslen, men da virkningerne af fosforreduktionerne er meget begrænsede eller fraværende et det alene kvælstofrelationerne, der er anvendt til udvikling af vandplanerne.

Udover at gøre det muligt at opstille relationer mellem kvælstoftilførsel fra danske oplande og miljømålsindikatorerne giver metoden også grundlag for en analyse af, hvor

meget danske næringsstoffølfsler betyder for variationen i de enkelte indikatorer. Med andre ord, hvor meget betyder danske tilførsler i forhold til det, der kommer udefra. Resultaterne af denne analyse er illustreret i figur 3, og en mere detaljeret beskrivelse kan findes i /2/.

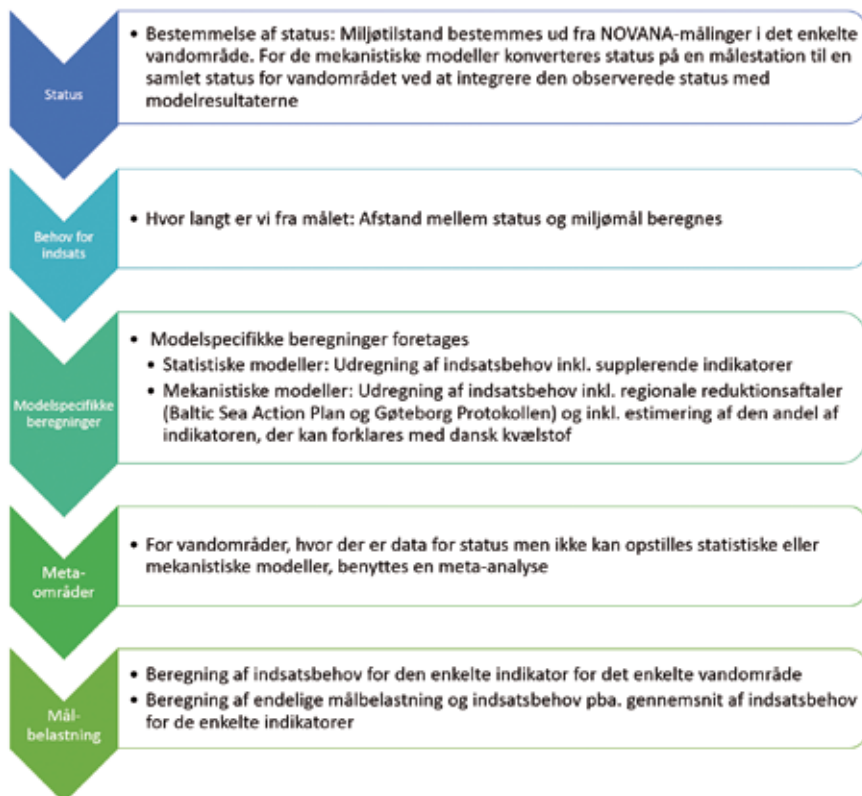
### Modelværktøjer – Meta-analyse

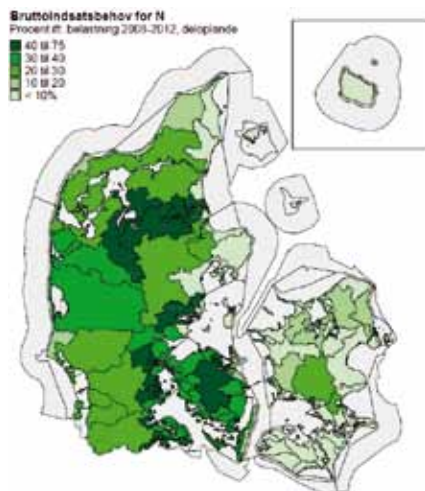
For de vandområder, hvor der ikke er tilstrækkeligt med data til opstilling af statistiske modeller, og som heller ikke er dækket af de mekanistiske modeller, anvendes en meta-analyse (figur 1). I meta-analysen inddrages viden fra lignende vandområder, som er dækket af modellerne. Den underliggende antagelse er, at et meta-område vil respondere på samme måde på ændringer i næringsstoffølfslen som sammenlignelige vandområder. Derfor kan de modellerede sammenhænge fra de sammenlignelige områder anvendes. Der er gennemført meta-analyse for de områder, hvor der findes nok data i perioden 2007-2012 til, at der kan beregnes en status-værdi for både klorofyl- og  $K_d$ -indikatoren. Meta-analysen beskrives ikke nærmere i denne artikel, og der henvises til /1/, /2/ og /3/ for en detaljeret beskrivelse.

### Indsatsbehov - metode

For de analyserede områder, hvor den nuværende miljøtilstand ikke opfylder miljømåls-

Figur 4. Opsummering af metode til beregning af indsatsbehov for det enkelte vandområde.





Figur 5. Beregnede indsatsbehov i procent ift. kvælstoftilførslen i perioden 2008-2012. Bemærk, at der ikke er taget højde for virkninger af allerede vedtagne, men endnu ikke effektuerede/fuldt effektuerede tiltag.

kravene, er de statistiske hhv. de mekanistiske relationer anvendt til at bestemme, hvor meget næringsstofftilførslen skal reduceres for at opnå opfyldelse af miljømålene. Den overordnede fremgangsmåde til bestemmelse af indsatsbehov er illustreret skematisk i figur 4.

Efter bestemmelse af indsatsbehov med hvert modelværktøj er resultaterne kombineret efter følgende principper:

1. For vandområder, hvor der er opstillet lokale mekanistiske modeller, benyttes i udgangspunktet indsatsbehov beregnet med denne type af model.
2. For fjorde, hvor der er opstillet statistiske modeller, og der ikke findes en mekanistisk lokalmodel, benyttes i udgangspunktet indsatsbehov beregnet med denne type af model.
3. Ovenstående fraviges, hvis opstrøms-vandområder har et mindre indsatsbehov end nedstrøms-vandområder. I disse tilfælde anvendes nedstrøms-indsatsbehovet for begge områder.
4. For områder, hvor indsatsbehovet er fastlagt ved en meta-analyse, er indsatsbehovet som udgangspunkt beregnet som gennemsnit af indsatsbehovet fundet ved de statistiske henholdsvis mekanistiske baserede meta-analyser.
5. For områder, hvor ingen af værktøjerne kan anvendes pga. manglende data eller modeller, benyttes indsatsbehov for 'nabo'-vandområde.

## Usikkerhed

Prognoser vil altid være behæftet med en vis usikkerhed. Det gælder også for de beregnede indsatsbehov og tilsvarende målbelastninger. Væsentlige årsager til usikkerhederne er, at

man ved prognoser er nødt til at gå ud over modellernes kalibreringsområde, og at det ikke er muligt at forudsige og kvantificere eventuelle systemskifter.

Usikkerhederne kan bl.a. kvantificeres på basis af resultaterne i de områder som er dækket af de to modeltilgange (ensemble modellering). I alt findes der ensemble modellering for 11 vandområder, og beregning af usikkerhed på basis af resultaterne for disse områder viser, at usikkerheden på målbelastningen er mellem 6 og 28 %. Til trods for forskellighederne i de to modeltyper er der altså god kvantitativ overensstemmelse mellem de estimerede indsatsbehov.

## Hvor står vi nu?

Formålet med modelprojektet har været at forbedre det faglige grundlag for 2. generations vandplaner gennem udvikling af værktøjer, som kan anvendes til at bestemme målbelastning og indsatsbehov for næringsstofftilførsler til de marine områder. Dette er opnået ved at opstille modeller, som giver specifikke resultater for en række vandområder, ved at anvende to typer af modeller og ved at inddrage en bredere beskrivelse af økosystemet. Der er altid en usikkerhed med så komplekse analyser, men med resultaterne, som ligger til grund for 2. generations vandplaner, er det marin-faglige grundlag stærkt forbedret.

Den samlede analyse for alle 119 vandområder giver samlet en målbelastning på ca. 42.000 tons N/år og et indsatsbehov ift. kvælstof mellem 0 og 70 %, beregnet i forhold til tilførslerne i perioden 2008-2012. Vandområder, som er meget påvirkede af eutrofiering (fx indre dele af Limfjorden og Mariager fjord) har de højeste indsatsbehov, hvorimod de mere åbne og gennemstrømmede vandområder har indsatsbehov på 0-30 %. Modelscenarier med både de statistiske og mekanistiske modeller viser, at det primært er tilførsler af kvælstof, der har betydning for de interkalibrerede miljøindikatorer, og at yderligere reduktioner i fosfortilførslen ikke lempet meget på behovet for reduktioner i kvælstoftilførslen. På figur 5 ses de beregnede indsatsbehov omregnet til reduktioner i de tilhørende oplande.

Et andet formål med projektet har været at arbejde systematisk med differentierede krav til de enkelte vandområder. Den danske indsats for at reducere tilførslerne af især kvælstof var, fra 1980'erne og frem til de første vandplaner, baseret på nationale reduktionsbehov, dvs. man tog ikke hensyn til de forskellige marine vandområders sårbarhed. Det var en acceptabel tilgang, da tilførslerne lå på et meget

højt niveau. Denne indsats har virket, og, som denne analyse også viser, er flere marine områder nu tæt på at have god økologisk tilstand (baseret på sommerklorofyl og Kd). For at vurdere, hvad der skal til for at nå målsætningen, er der en bred erkendelse af, at man nu skal vurdere tilstand og følsomhed for hver enkelt vandområde, for at få den optimale miljøforvaltning, dvs. bedst mulig miljøtilstand med færrest mulige omkostninger, se også /4/. Den udviklede værktøjskasse er med til at sikre dette.

## Afslutning

Kan vi med de beregnede målbelastninger og indsatsbehov så forvente at opnå god økologisk tilstand i alle vandområder i år 2021? Næppe, men antagelig vil en række fjorde og marine områder komme i mål, og flere vil være tæt på. En vigtig årsag til, at ikke alle områder vil have god økologisk tilstand i 2021, er, at der kan være en forsinkelse fra reduktion i næringsstofftilførslerne, og til den gode økologiske tilstand indfinder sig. Denne forsinkelse hænger bl.a. sammen med de store puljer af næringsstoffer, som ligger i sedimenterne, men også med at fx ålegræs i nogle områder har svært ved at genetablere sig. Endelig er der andre faktorer, som påvirker miljøtilstanden; næringsstofftilførsel fra andre lande, klimapåvirkninger, råstofindvinding, fiskeri mm., men med en indsats svarende til de modelbaserede indsatsbehov vil Danmark være på vej til et godt havmiljø.

## Referencer

- /1/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 1. Metode til bestemmelse af Målbelastning. 2014.
- /2/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 2. Mekanistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov. 2015.
- /3/ NST projektet "Implementeringen af modeller til brug for vandforvaltningen". Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – Del 3. Statistiske modeller og metode til bestemmelse af indsatsbehov. 2015.
- /4/ Markager, S. & P. B. Christensen. De danske fjorde betaler regningen for 30 års miljøgæld. Natur & Miljø 2011, 4, s.8-9.

ANDERS CHR. ERICHSEN (aer@dhigroup.com), HANNE KAAS, TRINE CECILIE LARSEN, FLEMMING MØHLENBERG) OG ERIK KOCH RASMUSSEN er alle ansat på DHI i afdelingen for miljø og økologi. Agern Allé 5, 2970 Hørsholm.  
JESPER CHRISTENSEN (jc@bios.au.dk), STIG MARKAGER, CIARÁN MURRAY OG KAREN TIMMERMAN er alle ansat på Aarhus Universitet på Institut for Bioscience.