



AARHUS UNIVERSITET



Anbefalinger til videreudvikling af modeller og metoder til brug for vandområdeplan 2021-2027

Opfølgning på den internationale evaluering af marine
modeller bag vandområdeplan 2015-2021

Miljøstyrelsen Fyn

Teknisk rapport

Oktober 2018

Anbefalinger til videreudvikling af modeller og metoder til brug for vandområdeplan 2021-2027

Opfølgning på den internationale evaluering af marine
modeller bag vandområdeplan 2015-2021

Udarbejdet for Miljøstyrelsen Fyn
Repræsenteret af Harley Bundgaard Madsen, Kontorchef

Forfattere	DHI: Anders Chr. Erichsen, Flemming Møhlenberg, Mads Birkeland AU: Karen Timmermann, Jesper Christensen, Stiig Markager
Kvalitetssikring	DHI: Anne-Lise Middelboe: AU/BIOS: Signe Høgslund, AU/DCE Poul Nordemann Jensen
Projektnummer	11819538-5
Godkendt	8-10-2018
Revision	Endelig

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Introduktion	1
2	Kritik og anbefalinger fra evalueringspanel	2
2.1	Typologi.....	3
2.2	Indikatorer	5
2.3	Favorisering af N over P	10
2.4	Metamodeller	13
2.5	Modeludvikling	14
2.5.1	Statistiske modeller.....	14
2.5.2	Mekanistiske modeller	16
2.6	Indsatsbehovsberegninger.....	18
2.7	Andre presfaktorer end N.....	19
2.8	Sikkerheder	20
2.8.1	Sikkerheder på centrale parametre.....	20
2.8.2	Sikkerhed i statistiske modeller.....	21
2.8.3	Sikkerhed i mekanistiske modeller.....	21
2.9	Koordinering med Tyskland og Sverige	22
2.10	Fortsat fokus på målinger	22
3	Anvendelse	23
3.1	Basisperiode	23
3.2	Reference klorofyl-a værdier.....	23
3.3	Indsatsbehov for områder med lange datatidsserier (og stedspecifikke modeller)	24
3.4	Indsatsbehov for områder uden lange tidsserier (meta-områder)	24
3.5	Sæsonvariationer	25
3.6	Optimering af indsatsbehov på deloplandsniveau	25
3.7	Langtidseffekter.....	25
3.8	Klimaeffekter	26
3.9	Udveksling af data og modelresultater	26
3.10	Usikkerhedsbetragtninger	27
3.10.1	Statistiske modeller.....	27
3.10.2	Mekanistiske modeller	27
4	Sammenfatning og anbefalinger	29
5	Referenceliste.....	33

FIGURER

Figur 2-1	Eksempel på DHI GRAS produceret Sentinel-2 bathymetri. Kortet viser området omkring Skælskør Fjord og Nor, Basnæs Nor og Holsteinborg Nor. I data ses tydeligt ikke kun lavvandede område, men også sejlkanalen i Skælskør Fjord fremgår tydeligt. De sorte områder viser områder, hvor satellitdata ikke kan benyttes.	5
-----------	--	---

TABELLER

Tabel 4-1: Opsummering af emner og tilhørende løsningsforslag/projekter. Desuden angives projektstatus og de IE anbefalinger, som løsningsforslagene adresserer..... 29

BILAG

BILAG A – Indikatorer

Modelbaserede miljøkvalitetsindikatorer

BILAG B – Modelsikkerhed

Mekanistiske modeller

1 Introduktion

I perioden 2012-2015 udviklede AU og DHI modeller og metoder til fastsættelse af indsatsbehov og målbelastning til danske marine vandområder. De udviklede modeller og metoder indgik efterfølgende i det videnskabelige grundlag for de nuværende vandområdeplaner.

Som en del af aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken blev det besluttet at gennemføre en international evaluering af modellerne og metoderne bag vandområdeplanerne med inddragelse af udenlandske forskere. Formålet med evalueringen var blandt andet at gennemgå de anvendte modeller og metoder og komme med deres anbefalinger med henblik på at sikre forbedrede beregninger af indsatsbehov frem mod 3. vandplansperiode (VOP3). Rapporten fra det internationale evalueringspanel blev offentliggjort i efteråret 2017.

Umiddelbart efter rapportens offentliggørelse i slutningen af 2017 igangsatte Miljøstyrelsen (MST) dette projekt med deltagelse af AU og DHI for at gennemgå den internationale evaluering, og at komme med AUs og DHIs samlede forslag til løsninger og prioritering af udviklingsaktiviteter frem mod VOP3.

Formålet med projektet er at udarbejde forslag til videreudvikling af de marine modeller og metoder til brug for VOP3, så sikkerheden på bestemmelse af sikkerheden ved vurdering af indsatsbehov, miljøtilstande og sammenhænge mellem påvirkning og tilstand i fjorde og åbne kystvande øges. Forslagene tager udgangspunkt i kritik og anbefalinger fra den internationale evaluering, samt den nyeste viden (overvågningsdata, forskningsviden, forvaltningsbehov og -rammer mv.) og afsøger forbedringsmuligheder af de eksisterende marine modelkomplekser.

2 Kritik og anbefalinger fra evalueringspanel

Resultaterne af den internationale evaluering (IE) er centrale for dette projekt. I den internationale evaluering adresserer de fem eksperter alle de anvendte metoder og modeller, og i henhold til de fem internationale eksperter kan en række af metoderne/modellerne anses som værende *state-of-the-art*, mens der ligeledes er identificeret områder, hvor ekspertpanelet kommer med forslag og anbefalinger til videreudvikling af modelkomplekset.

Med udgangspunkt i kritikpunkter og anbefalinger fra evalueringspanelet afholdt de to institutioner (AU og DHI) en workshop i januar 2018 for at gennemgå evalueringen og identificere de enkelte kritikpunkter og konkrete muligheder til forbedring af modelkomplekset.

Baseret på diskussionerne på workshoppen har AU og DHI grupperet emnerne i en række overordnede temaer. I det følgende vil vi gennemgå kritikken, både i henhold til evalueringsrapporten og i henhold til, hvordan vi ser eventuelle løsningsforslag. De overordnede temaer og kritikpunkter er:

- **Typologi:** Typologien, der er anvendt i vandområdeplanerne 2015-2021 (VOP2) ved fastlæggelse af klorofylreferencetilstande og grænseværdier, er for grov og tillader ikke differentieret målsætning.
- **Indikatorer:** I evalueringsrapporten er der rejst kritik af brugen af K_d som indikator for ålegræsdybdegrænse, hvorimod klorofyl-a indikatoren generelt anses for at være en mere robust indikator. Derudover er der kritik af de supplerende indikatorer.
- **Favorisering af N over P:** Panelet anerkender, at N typisk er den vigtigste af de to næringssalte, men panelet mener ikke, at det er tilstrækkeligt godtgjort, at det er tilfældet alle steder og kan derfor ikke afvise, at der kan være ekstra gevinster ved også at reducere P i nogle vandområder.
- **Modeludvikling:** Panelet støtter tilgangen med to forskellige modeltyper men mener, at de mekanistiske modeller bør udbredes til flere vandområder, og at de statistiske modeller bør inkludere "cross system" analyser og i højere grad baseres på Bayesiansk statistik. Endvidere mener panelet, at modeltilgangene i højere grad bør harmoniseres, således at der benyttes samme indikatorer og metoder til beregning af indsatsbehov.
- **Metamodeller:** Panelet vurderer, at en regressionsbaseret metamodellering kunne være bedre end den anvendte type-baserede tilgang, og at metamodeller for Nordsøen er usikre og bør forbedres.
- **Indsatsbehovsberegninger:** En vigtig del af evalueringspanelets kritik adresserer indsatsberegninger, hvor de blandt andet mener, at der er inkonsistens mellem metoder benyttet i de statistiske modeller og i de mekanistiske modeller, herunder forskel i de anvendte indikatorer samt i håndteringen af responsen på lokale kvælstoftilførsler. Endvidere mener panelet, at der midles for tidligt i beregningsprocessen, hvilket gør det vanskeligt at gennemskue de enkelte beregninger.
- **Andre presfaktorer end N:** Et kritikpunkt, som er fremhævet af nogle af interessenterne er fokus på andre presfaktorer end næringssalte. Ekspertpanelet anerkender, at andre presfaktorer kan bevirke, at et økosystem ikke kan opnå god økologisk tilstand, men vurderer, at der ikke er andre presfaktorer, der er så betydende som N (og P).

Udover at adressere de nævnte kritikpunkter har AU og DHI valgt at inkludere en kort analyse af muligheder for at forbedre estimater af sikkerheden på modeller, referenceværdier og målbelastning. Desuden er der inkluderet en kort vurdering af muligheden for at sammentænke modeludviklinger og -beregninger med Tyskland og Sverige.

I det følgende vil vi gå mere i dybden med de enkelte kritikpunkter, komme med vores vurdering af de enkelte kritikpunkter og afslutningsvis give et bud på løsninger, der imødegår kritikken. Der er allerede igangsat en række projekter, som vil tage hånd om nogle kritikpunkter, og hvor det er relevant, vil disse projekter blive beskrevet kort.

Hvert afsnit afsluttes med en prioritering af de foreslåede udviklingsaktiviteter, baseret på vores faglige vurdering.

2.1 Typologi

Kritik

En central kritik af de metoder, som blev benyttet under VOP2, relaterer sig til en reducerede typologi for så vidt angår klorofylindikatoren. Danmark arbejder i udgangspunktet med en typologi, som er beskrevet i Dahl *et al.* (2005), og hvor de danske vandområder er inddelt i 20+1 typer, herunder 8 åbentvandstyper og 12 fjordtyper+slusefjorde. Som en del af udviklingsarbejdet under VOP2 reducerede AU og DHI denne typologi (fsv angår klorofylindikatoren) til at inkludere 9 typer; én åbentvandstype i Nordsøen, fire åbentvandstyper syd for Skagen, foruden fire fjordtyper. Den reducerede typologi blev efterfølgende benyttet til at fastsætte klorofyl-a referenceværdier og værdier for grænsen mellem god-moderat miljøtilstand (GØT), se Erichsen & Timmermann 2017 for flere detaljer. Derudover influerer typologien valg af meta-model, og både på grund af referenceværdier og meta-model er typologien vigtig for beregningen af indsatsbehov og målbelastning for det enkelte vandområde. Kritikken i IE – og tilsvarende kritik fra en række interessenter – går hovedsageligt på brugen af den reducerede fjord-typologi, der betyder, at der ikke i tilstrækkeligt omfang tages hensyn til de enkelte fjordes karakteristika.

Anvendelsen af typologier er helt i tråd med Vandrammedirektivet (VRD), men i henhold til IE (afsnit 3.2, s. 14¹) fremhæves det i Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), at brugen af typologier er et værktøj, som kan benyttes til at bestemme referenceværdier, men at en simpel typologi skal suppleres med mere komplekse referencesammenhænge i henhold til at dække flere biologiske forhold.

IE (afsnit 3.3, s.14) vurderer, at den anvendte åbentvandstypologi er tilstrækkelig detaljeret til at sikre anvendelige referenceværdier for klorofyl-a og dermed tilhørende målværdier. Dette underbygges af, at de beregnede referenceværdier for klorofyl-a stemmer fint overens med den interkalibrerede klorofyl-a værdi (interkalibreret mellem Sverige og Tyskland) for den vestlige Østersø, og med tilsvarende beregninger af referenceværdier i Tyskland (Schernewski *et al.* 2015). Derimod vurderes det i IE (afsnit 3.3, s. 14 & afsnit 9.4, s.39), at den anvendte fjordtypologi er for grov og ikke tilstrækkeligt tager hensyn til de enkelte fjordes karakteristika og tilhørende økosystemer.

Anbefalinger fra panelet

Baseret på denne vurdering konkluderes det i IE (afsnit 10, s. 41), at de beregnede reduktionskrav og tilhørende målbelastninger ikke er optimeret for det enkelte vandområde, og anbefalingerne fra IE (afsnit 11, s. 43) er i videst muligt omfang at frembringe referenceværdier for hvert enkelt vandområde fremfor at redefinere den eksisterende typologi.

Løsningsforslag

Som nævnt har typologien stor betydning for beregning af indsatsbehov og fastlæggelse af målbelastning for det enkelte vandområde. For at understøtte muligheden for en differentieret regulering mest muligt er der behov for at forbedre den anvendte typologi. IE anbefaler (afsnit 11, s. 43) at beregne differentierede referenceværdier fremfor at redefinere den eksisterende typologi. Denne anbefaling hviler på en antagelse om, at det danske overvågningsprogram og

¹ Bemærk, at sidenummerering i IE er upræcis. I dette dokument antager vi, at sidenummereringen følger indholdsfortegnelsen, og at introduktion dermed starter på side 4.

de udviklede modelværktøjer er tilstrækkelige til at kunne frembringe 119 individuelle referenceværdier for klorofyl-a. Dette er imidlertid en antagelse, som ikke er helt underbygget.

Der findes i dag en række vandområder, hvor målinger ikke er tilstrækkelige, og som ikke er dækket af en model. I arbejdet frem mod VOP3 er der fra interessenter og myndigheder et ønske om, at modeldækningsgraden forbedres væsentligt, men det er stadigvæk langt fra sikkert, at individuelle referenceværdier kan fastsættes for hvert enkelt vandområde.

Derfor har MST igangsat et projekt, der har fokus på en gennemgang af de eksisterende vandområder: "Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne". Formålet med projektet er at gennemgå karakterisering, typeinddeling og afgrænsning af de eksisterende 119 vandområder. Projektet vil adressere en række konkrete problemstillinger i forhold til den eksisterende karakterisering, typeinddeling og afgrænsning af kystvande, herunder eventuelle fejl og generelle forbedringsmuligheder, som kan have betydning for fastlæggelse af konkrete reference-tilstande og hermed miljømål.

Resultaterne fra projektet vil indgå som et helt centralt input til videreudviklingen af modeller og metoder frem mod VOP3. Projektet er igangsat i foråret 2018 og forventes afsluttet med udgangen af 2018, og dermed vil resultaterne kunne indgå både i den efterfølgende fastsættelse af referenceværdier og valg af meta-model og forventeligt forbedre beregningerne af indsatsbehov og målbelastninger.

Eksisterende data og modeller

I henhold til IE (afsnit 3.1, s. 13) bør flere data som fx fysiske og kemiske faktorer indgå i fastlæggelse af en typologi. I IE nævnes længde- og breddegrad, tidevandsvariation og salinitet som obligatoriske faktorer, mens strømhastighed, bølgeeksponering, vandtemperaturer, blandingsforhold, turbiditet, opholdstid og sammensætning af bundsubstrat nævnes som yderligere faktorer, som kan inddrages.

Overordnet set skal de enkelte faktorer, som inddrages, være af signifikant betydning for økosystemet (beskrevet ved de enkelte indikatorer), og derfor vil der gennem det igangsatte projekt arbejdes med at identificere netop disse parametre. I udgangspunktet eksisterer der allerede data, der vil kunne indgå i denne analyse. Eksempler på dette er:

- Fortyndingsmodeller: DHI har tidligere udarbejdet fortyndingsmodeller for stort set alle marine vandområder, og disse modeller vil kunne bidrage med vigtige data omkring opholdstider. Dette er indtænkt i det eksisterende typologiprojekt.
- Vanddybder er helt centrale for vurdering af de enkelte økosystemer. Der eksisterer imidlertid ikke viden om aktuelle vanddybder for alle vandområder. Det er i dag muligt at bestemme vanddybder ud fra satellitdata (ud til 5-10 m), se eksempel i Figur 2-1. Data som disse kunne være et vigtigt bidrag til forbedring af opholdstidsberegningerne beskrevet ovenfor og være et direkte input til typologiseringen.



Figur 2-1 Eksempel på DHI GRAS produceret Sentinel-2 bathymetri. Kortet viser området omkring Skælskør Fjord og Nor, Basnæs Nor og Holsteinborg Nor. I data ses tydeligt ikke kun lavvandede område, men også sejlkanalen i Skælskør Fjord fremgår tydeligt. De sorte områder viser områder, hvor satellitdata ikke kan benyttes.

2.2 Indikatorer

Kritik

I Danmark er der i dag tre interkalibrerede indikatorer, som indgår i vurdering af tilstand i forhold til VRD:

- Sommer klorofyl-a
- Ålegræs dybdegrænse
- Faunaindekset DK1

Som det fremgår af både Erichsen & Timmermann 2017 og IE benyttes udelukkende sommer-klorofyl-a direkte, mens K_d benyttes som en proxy-indikator for ålegræssets dybdegrænse. Som det står beskrevet i IE (afsnit 2.2, s. 9), er klorofyl-a en proxy for fytoplanktonbiomasse og er blevet interkalibreret, mens K_d beskriver lyssvækkelsen i vandsøjlen og er dermed et indirekte

mål for vækstbetingelserne for den bentiske vegetation. Derfor er K_d ikke et direkte mål for indikatoren ålegræs, men et mål for lysforholdenes betydning for dybdeudbredelsen af ålegræs og andre bentiske primærproducenter.

I de statistiske modeller benyttes yderligere supplerende støtteparametre i beregninger af indsatsbehov, mens dette ikke er tilfældet i de mekanistiske modeller. Evalueringen af de supplerende støtteparametre tages op i afsnit 2.5, mens problemstilling omkring de forskellige modeltilgange er inkluderet i afsnit 2.6.

I realiteten har de forskellige indikatorer dog hver deres styrker og svagheder som beskrevet i Erichsen & Timmermann (2017). Valget af indikatorer kan derfor få en betydning for det endelige resultat, og det er derfor i praksis en styrke at anvende flere indikatorer.

I forbindelse med valg af indikatorer diskuterer de internationale eksperter i IE *one-out-all-out* princippet. I forbindelse med modeludviklingen under VOP2 beregnes det resulterende indsatsbehov som et gennemsnit af indsatsbehov fra de to benyttede indikatorer, se Erichsen & Timmermann 2017 for detaljer. I de tilfælde, hvor det bare er en indikator, som kræver en indsats, fastholdes gennemsnit svarende til, at indsatsen fra den ene indikator reelt halveres. I IE nævnes det, at hver indikator i henhold til *one-out-all-out* burde behandles individuelt, og hvis bare en indikator ikke overholder GØT skal der foretages yderligere tiltag, se IE (afsnit 2.4, s. 11).

Derudover har interessenter rejst en kritik af brugen af ålegræsdybdegrænse som den eneste indikator for blomsterplanter, og især med henvisning til Ringkøbing Fjord fremført argumenter for, at andre blomsterplanter kunne indgå i tilstandsvurderingen. De internationale eksperter mener i denne sammenhæng, at kvalitetselementet "angiospermer" generelt betragtet bør inkludere indikatorer for andre blomsterplanter end ålegræs. Panelet vil ikke udelukke, at andre blomsterplanter end ålegræs kan opfylde kravene til "angiosperm" kvalitetselementet (IE afsnit 4.1, s. 18), men at ålegræssets dybdegrænse sandsynligvis vil forblive den vigtigste indikator selv for vandområder, hvor andre blomsterplanter er dominerende (IE afsnit 4.1, s.16).

Indikatoren sommer-klorofyl-a

Evalueringen (afsnit 4, s. 16) af sommer-klorofyl-a er relativt kort: Sommer-klorofyl-a som indikator for fytoplankton er generelt accepteret og benyttet mange steder i verden. Derudover er den interkalibreret med Sverige og Tyskland, hvorfor IE vurderer at klorofyl-a er en veldefineret og brugbar indikator.

IE beskriver dog alligevel et problem, som er gældende for sommer-klorofyl-a. I udgangspunktet er alle de anvendte indikatorer fokuseret på sommerperioden, og her anerkender IE (afsnit 5.2, s. 21), at brugen af sommerindikatorer betyder en større fokusering på N fremfor P, da en meget stor andel af de danske vandområder er N-begrænset i den periode. Derfor vurderer IE (afsnit 5.2, s. 22), at valget af sommerindikatorer kan være for restriktivt, blandt andet fordi der kan være en afhængighed af P for algevæksten i foråret, som ikke er adresseret. Ved at introducere forårsopblomstringen i indikatoren er der dog reelt indbygget et dilemma, idet IE samtidigt bruger en del tid på at italesætte nødvendigheden af interkalibrering – og de interkalibrerede indikatorer har i dag et sommer-fokus.

Indikatoren K_d

I forhold til K_d som en proxy indikator for ålegræssets dybdeudbredelse ser IE imidlertid en række problemer. IE vurderer (afsnit 4.1 s. 16), at valget af et lyskrav, der svarer til 14% af overfladeindstrålingen, er veldokumenteret, men at en gennemsnitlig K_d for vækstsæsonen ikke nødvendigvis er tilstrækkelig til beskrivelse af ålegræssets dybdegrænse (IE afsnit 4.1, s. 16, IE Bilag 6 s. 11, 17 & 24). Som det er beskrevet både i Erichsen & Timmermann 2017 og i IE (afsnit 4.1, s. 16-17), er der en række forhold udover lys, der har betydning for ålegræssets udbredelse. Som det er beskrevet i IE (afsnit 4.1, s. 17) dækker K_d ikke over alle disse andre

betydende forhold, men at det er usandsynligt, at en restauration vil lykkes uden at forbedre K_d til GM-grænsen. Derfor er lys stadigvæk en central parameter.

Baseret på en række overvejelser i afsnit 4.1 i evalueringsskemaet konkluderer ekspertpanelet, at både klorofyl-a og K_d repræsenterer eutrofieringseffekter, men at beregningen af indsatsbehov baseret på klorofyl-a er mere robust end tilsvarende baseret på K_d (IE afsnit 4.1, s. 17).

En vigtig årsag til, at K_d er mindre robust, er den lille effekt, der kan ses i både de statistiske modeller og de mekanistiske modeller, når der ændres på N-tilførslerne (den lille hældning på regressionslinjen mellem N tilførsler og K_d). På s. 17 i afsnit 4.1. I IE gennemgår ekspertpanelet en række hypoteser til dette (se IE for en gennemgang af disse). Derefter evalueres på forskellighederne i mellem de to modeltilgange: I de mekanistiske modeller tages der højde for den andel, som kan forklares ud fra danske tilførsler, mens der for de statistiske modeller foretages et tabelopslag baseret på en ekspertvurdering. Panelet vurderer, at den mekanistiske modeltilgang er hensigtsmæssig, og at den ikke leder til en uberettiget overvurdering af reduktionsindsatsen (IE afsnit 4.1, s. 18), mens IE er mere kritisk overfor ekspertvurderingen (afsnit 4.1, s. 18).

Panelet vurderer dog, at K_d kan benyttes som en indikator for vækstbetingelser for ålegræs, og at ålegræs kan benyttes som en indikator for makrofytter, og at K_d har potentialet til at blive en vigtig parameter i beregningen af indsatsbehov og målbelastning (IE afsnit 9.5, s. 39).

Supplerende indikatorer

I anvendelsen af statistiske modeller er der udover klorofyl-a og K_d indikatorerne benyttet yderligere 3 indikatorer; "iltsvind", "økologiske effekter af iltsvind" og "kvælstofbegrænsning".

IE (afsnit 4.2, s. 19) undrer sig over, at de supplerende indikatorer udelukkende er anvendt i den statistiske metode-tilgang, især når de mekanistiske modeller kan anvendes til direkte beregning af både iltsvind og næringsstofbegrænsning for primærproduktionen. Anvendelsen af forskellige indikatorer i de to modeltilgange giver en asymmetri, som vanskeliggør direkte sammenligning mellem modeltilgangene og nedsætter troværdigheden af resultater fremkommet ved midling af de to modeltilgange.

IE er tvivlende overfor, om der kan estimeres et reduktionsbehov ud fra disse tre supplerende indikatorer (IE afsnit 4.2, s. 19).

Iht. IE er de primære udfordringer, at 1) relationen mellem næringsstofftilførsler og iltsvind kompliceres af et betragteligt time-lag og stor følsomhed overfor klimatiske (temperatur, vind) faktorer, hvilket komplicerer anvendeligheden 2) der er stor spredning (scatter) på sammenhæng mellem kvælstofbegrænsnings indikatoren og klorofyl-a koncentrationer.

Overordnet konkluderer panelet, at selvom de supplerende indikatorer beskriver vigtige økologiske fænomener, så er de for "umodne" til beregning af indsatsbehov (afsnit 10, s. 41), de kan ikke direkte transformeres til et indsatsbehov, og de bibringer ikke substantiel yderligere viden i forhold til klorofyl-a og K_d .

Anbefalinger fra panelet

Overordnet set anbefaler panelet:

1. at metoderne, der benyttes under de to forskellige modeltilgange, harmoniseres, blandt andet ved at tage højde for den andel af indikatoren som kan forklares med den enkelte model (IE afsnit 4.1, s. 18) og at de samme indikatorer anvendes i de to modeltilgange (s. 19).

2. at de mekanistiske modeller benyttes til direkte (efter en ekstensiv validering) at estimere effekten af næringssaltsreduktioner på ålegræs' udviklingspotentiale (IE afsnit 4.1, s. 18).
3. at forfølge (model-) studier, som har til formål at bestemme forhold, hvor ålegræsrestaurering forventes at kunne finde sted (IE afsnit 4.1, s. 19).
4. at inkludere andre blomsterplanter udover ålegræs for vandområder, hvor dette er relevant (IE afsnit 4.1, s. 18).
5. at inkludere fosforfølsomme indikatorer som fx. forårs klorofyl-a (afsnit 5.1, s. 21).

I henhold til IE (afsnit 11, s.43) beskriver ekspertpanelet klorofyl-a som en accepteret og interkalibreret indikator for fytoplankton, mens K_d som indikator for makrofyter og angiospermer beskrives som en indikator med begrænsninger. Derfor anbefaler panelet, at den fremadrettede modeludvikling kommer til at bygge på en mere omfattende ålegræsmodellering med henblik på at finde en bedre indikator for makrofyter, men at beholde K_d som en proxy i mellemtiden.

Panelet nævner gentagne gange (IE afsnit 4.1, s. 19 og afsnit 9.5, s. 39), at K_d anses som en mindre velegnet indikator relativt til klorofyl-a indikatoren, og de anbefaler, at betydningen af K_d nedtones (mindre vægt til K_d – se IE Bilag 7, s.7) i beregningerne af indsatsbehov og målbelastninger.

AU & DHI kommentarer

AUs og DHIs kommentarer til klorofylindikatoren:

- At klorofyl-a er en vigtig indikator, som er central og nødvendig for indsatsbehovsberegningerne.
- At sammenhænge mellem klorofyl-a og næringsstofftilførsler er veletableret, og at klorofyl-a generelt set responderer relativt meget og hurtigt på ændringer i tilførsler. Den relative betydning af hhv. P og N tilførsler for klorofyl-a er stedspecifik, men overordnet set er klorofyl-a i danske vandområder primært relateret til N tilførsler i sommerperioden.
- At de primære udfordringer ved klorofylindikatoren er relateret til 1) at referenceværdier skal fastlægges ved modelberegninger og 2) at klorofylkoncentrationer i nogle vandområder kan være græsningskontrolleret, hvilket kan forstyrre responsen til næringsstofftilførsler.

AUs og DHIs kommentarer til K_d indikatoren:

- Det er nødvendigt at beholde en indikator for lystilgængelighed i en eller anden form (K_d , akkumuleret lys på bunden, eller lign.). Lys er den væsentligste kontrollerende faktor for ålegræssets potentielle dybdeudbredelse (og bundvegetations vækst generelt) og bør anvendes som en støtteparameter. Opfyldelse af krav til minimums-lystilgængelighed er en nødvendig (men ikke tilstrækkelig) betingelse til opfyldelse af miljømål for ålegræssets dybdegrænse.
- At flere indikatorer er vigtige for at sikre et robust estimat af et samlet indsatsbehov for et vandområde, hvorfor brugen af klorofyl-a alene vurderes at være usikker. Derudover er lystilgængelighed meget vigtig for økosystemets funktion, og man kan derfor ikke se bort fra lys uden at have fundet et alternativ (hvilket også understreges af ekspertpanelet, afsnit 11, s. 43 (choice of indicators) og afsnit 9.5, s. 39).
- At der muligvis er forskel på, hvad der styrer K_d i forskellige vandområder, herunder mængden af organisk stof i systemet, turbiditet, cDOM fra ferskvand. For mange danske vandområder er det dog muligt at dokumentere en signifikant respons til kvælstofftilførsler. I

fx tidevandspåvirkede områder vil K_d være meget præget af turbiditet pga. strømgenereret resuspension. Dette er meget udpræget i Tyskland og Holland, men ikke vigtigt under danske forhold, undtagen i Vadehavet. I sådanne områder vil K_d muligvis respondere mindre på eutrofiering.

- At det er en udfordring, at K_d responderer mindre på ændringer i N-tilførsler end fx klorofyl-a og ofte med større spredning. Til gengæld er referenceværdien for ålegræssets dybdegrænse (og dermed en maximal værdi for K_d i en referencesituation) yderst velbestemt (baseret på historiske observationer af ålegræssets dybdegrænse), og dermed er usikkerheden på målet for K_d indikatoren ikke nødvendigvis større end på fx klorofyl-a indikatoren.
- At det er en udfordring med systemforsinkelse – dvs. at K_d reagerer på en tidsskala, som er forsinket sammenlignet med eksempelvis klorofyl-a, hvilket gør modellering af sammenhæng mellem tilførsler og K_d indikatoren mere usikker. Det skal dog nævnes, at K_d reagerer hurtigere på ændringer i presfaktorer end fx reetablering af ålegræs.
- At klorofyl kun influerer ubetydeligt på K_d , og at de derfor kan betragtes som uafhængige. Den fine sammenhæng mellem K_d og klorofyl (IE afsnit, s. 34 figur 4) kan muligvis benyttes til at validere referenceværdier for klorofyl, men er ikke dokumentation for en tæt kausal kobling mellem K_d og klorofyl, idet sammenhængen (med stor sandsynlighed) er en stedspecifik sammenhæng (sandsynligvis styret af den lokale ferskvandsandel i vandområdet) og ikke en tidslig sammenhæng (altså den samme problematik som blev fremhævet ved ålegræsværktøjet). Det er dokumenteret, at klorofyl kun står for en lille del, (5-20 %) af K_d , under danske forhold (Pedersen et al. 2014).
- At flere indikatorer (end lys) kan/bør inkluderes til en bedre beskrivelse af udviklingspotentialer for ålegræs i danske vandområder. Trods intensiv international forskning i reetablering af ålegræs og i ålegræssets respons på oligotrofiering er videns- og datagrundlaget dog stadig meget mangelfuldt, og derfor vil det sandsynligvis ikke øge sikkerheden på udbredelsesberegninger at modellere denne direkte.

AUs og DHIs kommentarer til de supplerende indikatorer:

- At der er store udfordringer ved at anvende indikatorer, som ikke relaterer sig direkte til en (eller flere) presfaktor(er), og som ikke er interkalibrerede. Der bør fremadrettet kun anvendes indikatorer, som direkte kan relateres til en presfaktor.
- At der er udfordringer ved at anvende (for) få indikatorer især for statistiske modeller, som i modsætning til mekanistiske modeller ikke kan tage højde for interne økosystem-interaktioner og sammenhænge. Inddragelse af flere (relevante) indikatorer vil bidrage til mere robuste estimater af indsatsbehov.
- At iltsvind og næringsstofbegrænsning er centrale økosystem-karakteristika, som bibringer væsentlig anden viden om systemet end klorofyl-a og K_d indikatorerne.

Løsningsforslag

AU og DHI foreslår, at der inkluderes flere indikatorer for bedre at kunne adressere kvalitetselementerne i VRD og for at opnå mere robuste estimater af indsatsbehov. I særdeleshed bør der fokuseres på at få adresseret andre blomsterplanter end ålegræs, makroalger samt indikatorer for økologisk relevante støtteparametre som f.eks. næringsstofkoncentrationer og ilt. Endvidere bør der være en øget opmærksomhed på indikatorernes eventuelle respons til ændringer i fosforkoncentrationer og indikatorer (eller proxy-indikatorer), som kan benyttes til at evaluere effekter på bundfauna.

Som en del af dette projekt har AU og DHI udarbejdet et litteraturstudie over indikatorer, som er foreslået i videnskabelig litteratur og/eller implementeret nationalt (eksempelvis i andre EU-lande) eller regionalt (eksempelvis i regi af HELCOM). I udgangspunktet har vi ikke foretaget en

prioritering, men gennemgangen tænkes at kunne indgå i den fremtidige model- og metodeudvikling frem mod VOP3.

I gennemgangen har vi forsøgt at identificere indikatorer, som kan relatere sig direkte til modelparametre og dermed kan indgå med en vis robusthed i forhold til fastsættelse af reduktionsbehov og tilhørende målbelastninger, men det udestår stadigvæk at undersøge, om og hvor meget de reagerer på presfaktorer, samt at etablere reference- og grænseværdier. Som en del af model- og metodeudviklingen skal dette efterprøves og dokumenteres gennem litteraturen.

I Bilag A er reviewet opsummeret i en tabel, der angiver, hvilket trofisk niveau den adresserer, om det er en pelagisk og/eller bentisk indikator, indikatoren selv samt en beskrivelse og henvisning til litteraturen.

Konkret foreslår AU+DHI, at der med udgangspunkt i listen med mulige indikator-kandidater udvælges indikatorer, som kan/skal indgå i VOP3 model- og metodeudviklingen. Udvælgelseskriterierne er 1) der skal etableres reference og GM miljømål, 2) der skal være dokumenteret (og helst også modellerbar) respons til presfaktorer og 3) der skal etableres link til de interkalibrerede indikatorer og/eller kvalitetselementer.

Endvidere bør udvælgelsen også inkludere indikatorer, som responderer på ændringer i fosforkoncentrationer.

I forhold til nye og supplerende indikatorer nævner ekspertpanelet i svarene til interessenterne (IE, Bilag 6, s. 5-6), at flere indikatorer (i princippet) kan gøre målbelastningerne mere robuste, men at det kræver, at der kan estimeres referenceværdier, og at de reagerer på presfaktorerne. Derfor anbefaler de, at eventuelle indikatorer analyseres, før de gøres operationelle.

Eksisterende data og modeller

I udgangspunktet kan alle de i Bilag A beskrevne indikatorer beregnes med input fra de mekanistiske modeller, som forventes udviklet frem mod VOP3. Derudover kan en stor del af dem ligeledes beregnes med den forventede udvikling af statistiske modeller frem mod VOP3, men der vil være behov for at gennemgå den nøjagtige anvendelse af den enkelte indikator mere præcist.

Med henvisning til IE er det dog vigtigt, at det er de samme indikatorer, der indgår i indsatsberegningerne ved brugen af de to metoder for at undgå asymmetri i beregningerne.

2.3 Favorisering af N over P

Kritik

I IE (afsnit 5) gennemgår panelet, hvorvidt de mener, at der i Erichsen & Timmermann 2017 er en *a priori* fokus på N reduktioner til opnåelse af GØT, eller om der er bevis for at eventuelle positive effekter af P-reduktioner er tilsidesat.

Først og fremmest fremhæver IE (afsnit 5.1, s. 21), at der tidligere er påvist ændringer i klorofyl-*a* og primærproduktion frembragt af de signifikante P-reduktioner i de tidligere år (årene efter de første handlingsplaner som eksempelvis NPO-handlingsplanen og VMP I+II). Derfor konkluderer IE, at P-reduktioner, i princippet, kan lede til forbedringer af status, men at det også er usikkert i hvilke grad, resultaterne fra disse historiske reduktioner kan overføres til dagens situation (IE afsnit 5.1, s. 21).

Derudover nævner IE (afsnit 5.1, s. 21), at der for marine kystvande generelt har været konsensus om, at det er N, som er det begrænsende næringsstof, men at der nu er en stigende forståelse for, at det er et mere kompliceret samspil mellem flere næringsstoffer, som er betydende. Generelt set er N begrænsende om sommeren, mens P flere steder er begrænsende i foråret, men at dette dækker over både område- og sæsonmæssige forskelle (IE

afsnit 5.1, s. 21). Derfor kan det ikke afvises, at der er områder, hvor P-reduktioner vil kunne have en positiv effekt på miljøets tilstand (afsnit 5.1, s. 21).

At der i Erichsen og Timmermann 2017 alligevel er så stort fokus på N-reduktioner kan forklares ud fra flere forhold:

1. Sommerfytoplankton er i hovedparten af de danske vandområder overvejende N-begrænset (IE afsnit 5.2, s. 21).
2. Den periode, som indgår i udviklingen af de statistiske modeller starter i 1990, og dvs. efter de største reduktioner i P-tilførsler er gennemført. Derfor er der en risiko for, at modellerne ikke inddrager effekterne af P i tilstrækkelig grad (IE afsnit 5.2, s. 22). Alligevel støtter panelet (IE afsnit 5.2, s. 22) periodevalg i udviklingen af modellerne, da forholdet imellem punktkilde og diffuse tilførsler var markant anderledes i 1980'erne.
3. I parameterudvælgelsen under de statistiske modeller kan en potentiel betydning af P tilførsler blive overset idet 1) kun det mest styrende næringsstof (ofte N) inkluderes som parameter i modellerne og 2) modeller hvor P tilførsler udvælges ikke anvendes i den videre proces. (IE afsnit 5.2, s. 22).
4. Tilsvarende er der i udarbejdelsen af scenarier i de mekanistiske modeller fokuseret på N-reduktioner og i mindre grad set på effekterne af P-reduktioner. Derudover er der en tendens til, at de mekanistiske modeller overestimerer sommerkoncentrationen af P, og begge disse forhold kan have indflydelse på, at modellerne ikke kan beskrive signifikante effekter af P-reduktioner (IE afsnit 5.2, s. 22).

Baseret på ovenstående konkluderer panelet, at det i Erichsen og Timmermann 2017 ikke er tilstrækkeligt godtgjort, at P-reduktioner, eller P-reduktioner i kombination med N-reduktioner, ikke kan være et effektivt værktøj til reduktion af årsmiddel klorofyl-a koncentrationer og iltforbrug i sedimenterne (IE afsnit 5.3, s. 22).

Derfor mener panelet, at P-reduktioner fremadrettet skal inddrages i større grad med henblik på at afsøge, om der er kombinationer, som mere kost-effektivt kan opfylde GØT (IE afsnit 5.3, s. 22). Panelet anerkender dog også, at der allerede er gjort en meget stor indsats i at reducere byspildevand, og at der nok ikke er meget mere gevinst at hente her, men at der muligvis kan opnås gevinster, hvis der kan findes løsninger til at reducere de diffuse P-tilførsler (IE afsnit 5.3, s. 22).

Afslutningsvis gennemgår IE mulighederne for at se på den sæsonmæssige fordeling i næringsstofreduktioner (IE afsnit 5.4, s. 23). Panelet anerkender, at der kan være nogle udfordringer i dette, da der er et samspil mellem udledninger tidligere på året, og hvad der sker over sommeren, men at de mekanistiske modeller har potentialet til at undersøge, om dette er tilfældet (IE afsnit 5.4, s. 23).

Anbefalinger fra panelet

Overordnet ser panelet gerne, at effekter af reduktioner i P-tilførsler undersøges nærmere. Panelet mener ikke, at det er tilstrækkeligt godtgjort, at reduktioner i P-tilførsler ikke vil kunne afhjælpe reduktioner i N-tilførsler, selvom de anerkender, at det kan være svært at gennemføre P-reduktioner, eftersom de ikke umiddelbart forventer, at signifikante P-reduktioner kan findes i punktkilder (byspildevand) og derfor, ligesom N reduktioner, skal findes i den diffuse belastning.

Derfor anbefaler panelet (IE afsnit 5, s. 21-23):

- At identificere potentielle vandområder – og potentielt inkludere indikatorer, som er P-følsomme – hvor det undersøges, om yderligere reduktioner i P-tilførsler kan afhjælpe N-reduktioner for nogle vandområder.

- At benytte de udviklede modeller, herunder især de mekanistiske modeller, til at undersøge betydningen af sæsonmæssige reduktioner. Dette kræver imidlertid, at de statistiske modeller i højere grad kan håndtere potentielle effekter af både N og P tilførsler, og at de mekanistiske modeller forbedres i forhold til at modellere især sommer P- koncentrationer.
- At koble oplandsmodeller med mekanistiske modeller for at undersøge samhörige effekter af N og P reduktioner, herunder betydningen af sæsonmæssige reduktioner.

AU & DHI kommentarer

Som det også fremgår af Erichsen & Timmermann 2017 – og som nævnt i IE (afsnit 5.2, s. 21) – har valget af sommer-indikatorer betydning for, hvilket næringsstof der oftest bliver udvalgt som det begrænsende næringsstof. Dette betyder dog ikke, at der i dag ikke kan findes vandområder, hvor P spiller en mere central rolle, hvilket en screening og efterfølgende analyse af målinger fra de enkelte fjorde vil kunne belyse.

Løsningsforslag

For at kunne sandsynliggøre, om der er vandområder, hvor en P-reduktion vil kunne afhjælpe de fastsatte N-reduktioner, kræves dels:

1. At der gennemføres en screening baseret på målinger med henblik på at identificere potentielle vandområder, hvor P har betydning for miljøtilstanden beskrevet ved de interkalibrerede indikatorer og/eller de biologiske kvalitetselementer.
2. At sikre, at den fremadrettede modeludvikling har mere fokus på P-tilførsler og effekterne af P-tilførsler. Det betyder bl.a., at kalibreringen af de mekanistiske modeller skal sikre, at P-koncentrationer over sommeren ikke overestimeres, og at P-tilførslerne i højere grad kan sammenkædes med indikatorerne i de statistiske modeller.
3. Gennemgå listen af model-indikatorer i Bilag A med henblik på at vurdere følsomheden til P-reduktioner på den enkelte indikator, og efterfølgende udpege potentielle indikatorer til den fremadrettede modeludvikling.

Der er allerede igangsat et projekt med henblik på at identificere P-følsomme vandområder og vurdere P-følsomme indikatorer. Dette projekt indgår som et delprojekt i projektet: Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark, som er ledet af Århus Universitet. I den marine del af projektet (delprojekt 7: Marine områder) er der netop fokus på at screene vandområder for at se, om målinger indikerer, at der er perioder på året, hvor P er begrænsende for primær-produktionen, og ved hjælp af de eksisterende modeller at undersøge om sommer-indikatorerne påvirkes af kraftigere P-reduktioner, end hvad var tilfældet i beregninger af indsatsbehov under VOP2.

Med hensyn til den fremadrettede modeludvikling (forbedret kalibrering og sammenkobling af N- og P-reduktioner) er der ikke på nuværende tidspunkt igangsat projekter med dette sigte, men i den forventede modeludvikling frem mod VOP3 modelværktøjer vil dette blive inkluderet.

Eksisterende data og modeller

Der eksisterer i dag målinger, som kan benyttes til at foretage den første screening af, hvilke vandområder der potentielt er P følsomme, mens der i modeludviklingsarbejdet frem mod VOP3 vil være fokus på at sikre model-værktøjer (mekanistiske og statistiske), som i højere grad tager hensyn til P og effekten af P-reduktioner.

2.4 Metamodeller

Kritik

Det konstateres i IE rapporten (afsnit 8.4, s. 36), at den grove typologi muligvis har betydning for metamodelleringen, idet det ikke nødvendigvis er de mest optimale model-hældninger, der er benyttet for de specifikke vandområder. Endvidere vurderer evalueringspanelet, at metamodeller for Nordsøen er usikre og bør forbedres (IE afsnit 8.4, s. 36).

Anbefalinger fra panelet

IE vurderer (afsnit 8.4, s.36), at forbedrede statistiske modeller kan bruges til en mere optimal bestemmelse af hældninger og referenceværdier (og dermed målbelastninger), såfremt de statistiske modeller kan beskrive forskelle på tværs af systemer som funktion af hydrografiske og morfologiske karakteristika, herunder især ferskvandspåvirkning og opholdstider. Panelet vurderer endvidere, at en regressionstilgang kunne være bedre end en klassifikationstilgang.

Specifikt for Nordsø-metamodelleringen anbefaler panelet, at modelleringen af Nordsø vandområderne bør forbedres.

AU & DHI kommentarer

AU og DHI er helt enige i kritikken og anbefalingerne fra evalueringspanelet. Nordsømodelleringen er usikker og bør forbedres. For de øvrige meta-områder er vi enige med panelet i, at den grove typologi, som er benyttet til modelleringen, kan medføre, at de anvendte hældninger ikke er beskrivende for de enkelte områder. Vi er også enige i, at en regressionsbaseret tilgang baseret på fysiske/hydrologiske/morfologiske karakteristika er bedre end en klassifikationsbaseret tilgang fx baseret på en typologi, såfremt data udspænder regressionsrummet på passende vis, hvorved meta-modellerne fortrinsvis kan baseres på interpolation og ikke ekstrapolation. Vi vil dog forvente, at en forbedret typologi også ville kunne forbedre en klassifikationsbaseret metamodellering.

Det er endvidere vores overordnede vurdering, at metamodellerne, i særdeleshed dem for Nordsøen, er mere usikre end de vandområde-specifikke modeller grundet det sparsomme data- og dermed vidensgrundlag for disse vandområder.

Metamodellering bliver brugt i de vandområder, hvor datagrundlaget er for sparsomt til udvikling af vandområde-specifikke modeller. Det sparsomme data- og dermed vidensgrundlag for disse vandområder vil – alt andet lige – altid medføre, at usikkerheden på de anvendte modeller og de afledte resultater (fx målbelastning) vil være større end for de vandområder, hvor datagrundlaget (herunder område specifikke modeller) er større.

Løsningsforslag

I efteråret 2017 igangsatte MST et projekt med henblik på at forbedre modelleringen af Nordsøvandområderne. Nordsømodellen er på nuværende tidspunkt færdigudviklet og med få justeringer (hovedsageligt flere år) kan den indgå i scenarieberegninger og dermed bidrage med modelresultater i beregninger af indsatsbehov frem mod VOP3.

Metamodeller for de resterende metavandområder vil altid være behæftet med større usikkerhed end de stedspecifikke modeller, idet metamodelleringen netop anvendes i områder, hvor data og vidensgrundlaget er sparsomt. Følges IE anbefalingerne om at dække væsentligt flere vandområder med mekanistiske modeller frem mod VOP3, forventes behovet for meta-modeller at blive mindre sammenlignet med VOP2. I de områder, hvor der ikke kan udvikles stedspecifikke modeller, eller hvor data- og vidensgrundlaget er så sparsomt, at modellerne bliver for upålidelige, vurderer AU og DHI, at den eksisterende metamodellering kan forbedres både ved regressionsmodellering baseret på anvendelse af cross-systemudviklede statistiske modeller, samt ved anvendelse af den forbedrede typologi.

- 1) AU og DHI foreslår, at der udvikles regressionsbaserede meta-modeller for områder uden stedspecifikke modeller. På baggrund af udviklede cross-systembaserede statistiske

modeller (for områder med tilstrækkeligt data) og resultater fra mekanistiske modeller bør det undersøges, om robuste regressionsbaserede metamodeller kan udvikles. Det er en forudsætning for metamodelleringen, at de stedspecifikke modeller dækker et bredt spektrum af de vigtigste system-karakteristika, således at "regressionsrummet" er udspændt og dækker meta-områderne. Hvis dette ikke er tilfældet, kan man overveje at supplere med yderligere mekanistiske modeller for særligt udvalgte områder – også selvom der ikke er data til at lave en 10 års kalibrering/validering, og/eller supplere med en anvendelse af den forbedrede typologi.

- 2) En klassifikationsbaseret meta-modellering kan evt. supplere/understøtte den regressionsbaserede metamodellering. Denne modellering udføres på baggrund af den forbedrede typologi samt ved anvendelse af resultater fra de stedspecifikke statistiske og mekanistiske modeller. Det er en forudsætning for udvikling af klassifikationsbaserede metamodeller, at der findes et passende antal stedspecifikke modeller for hver type i typologien.

For begge typer af metamodeller er det ligeledes en forudsætning, at der også i meta-områderne findes kvantitativ viden om de væsentligste systemkarakteristika (fx ferskvandspåvirkning).

Eksisterende data og modeller

Forbedringen af meta-modellering gennem cross-system baserede statistiske modeller og robuste regressionsbaserede metamodeller er ikke inkluderet i eksisterende projekter.

2.5 Modeludvikling

I forbindelse med modeludviklingen er evalueringen opdelt i de to forskellige modeltilgange: Statistiske modeller (IE afsnit 6) og mekanistiske modeller (IE afsnit 7). Derfor har vi i denne rapport også valgt at gennemgå kritikken i to delafsnit. Ekspertpanelet støtter op om brugen af de to modeltyper, men foreslår, at de statistiske modeller mere systematisk benyttes til at validere de mekanistiske modeller og at der udarbejdes 'cross-system' analyser baseret på både målinger og modelresultater fra begge modeltyper (IE afsnit 6.3, s. 26).

I det her afsnit har vi valgt at forholde os til modeludviklingen af de enkelte model-typer. En vigtig anbefaling fra ekspertpanelet var netop sammenkoblingen af de to modeltyper, og den anbefaling inddrager vi i afsnittet om modelanvendelse, se afsnit 3, i denne rapport.

Derudover ligger der anbefalinger, som relaterer sig de metoder og indikatorer, der er anvendt til indsatsberegninger i de to modeltilgange. Her anbefaler ekspertpanelet, at metoderne harmoniseres (Fx IE afsnit 4.1, s. 18), og dette er berørt i afsnittet om indsatsberegninger, se afsnit 2.6.

2.5.1 Statistiske modeller

Kritik af det basale model- setup

Panelet stiller spørgsmål ved, om den automatiserede udvælgelse af forklarende variable ved brug af MLR og PLS er hensigtsmæssig og nødvendig. Ifølge IE er der overvældende evidens for, at næringsstofferne N og P er styrende for fytoplankton (afsnit 6.2, s. 25), og den automatiserede parameterudvælgelse kan betyde, at man udelukker det ene af næringsstofferne N og P, når den anden bliver udvalgt som forklaringsvariabel, således at man ikke får modeller, hvor begge næringsstoffer indgår som forklaringsvariabel. Dette medfører, at langt de fleste modeller ender ud med udelukkende at blive "N-drevet". Derudover bliver modeller med P som forklaringsvariabel ikke anvendt i den videre proces til beregning af indsatsbehov.

Valg af periode (1990-2012) for udviklingen af statistiske modeller gør det ligeledes svært at identificere en P-effekt. Panelet har bemærket, at den valgte modelleringsperiode (1990 – 2012) stort set ikke omfatter den store reduktion i fosfor fra punktkilder. Det betyder også, at N og P reduktionerne primært er sket fra diffuse kilder, og de er i perioden derfor typisk tæt korrelerede. Derfor vil det være svært at adskille effekten af ændringer i P-tilførslen fra effekten af ændringer i N-tilførslen. Særligt i de statistiske modeller (men i princippet også i de mekanistiske modeller).

Modeludviklingen har ifølge IE for meget fokus på år-til-år variationen i stedet for langtidstrends. (afsnit 6.2, s 28). Panelet ser ingen grund til at estimere år-til-år variation med modellerne. De skriver, at både næringsstof -tilførsel, -koncentration og klorofylkoncentration er kendte for at variere meget med afstrømningen. Korttidsresponsen i indikatorerne er ikke nødvendigvis det samme som langtidrespons (over dekader) på næringsstof ændringer. For eksempel vil høj afstrømning give øget tilførsel af næringsstoffer, men samtidig også mindske opholdstiden i system og derfor opveje noget af effekten fra den øget tilførsel. Der kan også være anderledes biologiske respons over årtier frem for år til år respons.

Anbefalinger fra panelet

Panelet anbefaler at øge fokus på at få identificeret mulige effekter af P tilførsler fx ved at medtage perioden med store P-reduktioner (fra ca. 1985-1990). I den periode er udviklingen i N og P ikke så tæt korreleret som i nyere tid. Ligeledes anbefaler panelet, at der udvikles modeller, hvor både N og P indgår som forklaringsvariable. Panelet anbefaler endvidere brug af Bayesian hierarkiske modeller, hvor man kan separere langtidseffekter fra kort-tidseffekter, og som i højere grad giver mulighed for inkludering af ko-varierende forklaringsvariable samt bedre mulighed for beregning af usikkerheden på modelestimer.

AU & DHI kommentarer

Vi er meget enige i behovet for at inkludere sekundære effekter af P, og at valg af tidsperiode og udfordringerne med ko-variation mellem N- og P-tilførsler kan sløre en mulig sekundær effekt af P.

Ko-variationen mellem N og P tilførsler øger klart risikoen for, at det mindst betydende næringsstof ikke vil indgå i den endelige model. Fravælgelsen af det ene næringsstof sker dog ikke i selve parameterudvælgelsen idet begge næringsstoffer kan udvælges som forklaringsvariable trods ko-variation, men i modevalueringen i de tilfælde, hvor nummer to næringsstof har ekstrem stor indvirkning på det først valgte næringsstofs relation til indikatoren, hvilket giver (for) usikre modelestimer og ustabile modeller. Ko-variation er en udfordring og der bør arbejdes på at udvikle metoder, således at begge næringsstoffer i højere grad kan inkluderes, uden at modellerne bliver ustabile. I spørgsmålet om år-til-år variation versus langtidvariation mener vi, at det i stort omfang er de samme effekter, man ser over kort tid som over længere tid. Dog er der selvfølgelig også næringsstofbetingede effekter, som kun kan registreres på en længere tidsskala end år-til-år (ændring i sedimentpuljer fx). Det kræver dog som udgangspunkt, at man også har data på en længere tidsskala, og det er tvivlsomt, om selv danske overvågningsdata med tidsserier på godt 2 årtiers data er tilstrækkelige til at opløse langtidseffekter. Det er måske muligt at forlænge tidserien tilbage til midten af firserne for enkelte områder, ligesom datatidsserierne løbende bliver længere. Det vil som udgangspunkt give bedre forudsætninger for at adskille langtidseffekter fra korttidseffekter. Der er dog ikke noget egentligt regimeskifte i perioden, hvilket ville være særdeles nyttigt. Om korttids- og langtidseffekterne kan adskilles vha. Bayesian hierarkisk modellering kan vi ikke på nuværende tidspunkt vurdere.

Løsningsforslag

I en hierarkisk Bayesian modeltilgang er det muligt at lade to variable ko-variere men være styrede af en underliggende tredje variabel, fx næringsstofftilførsel. Det vil være den mest mekanistisk-tro modeltilgang, som også imødegår panelets forslag. Det vil dog kræve, at man reelt afprøver den modeltilgang, før man kan sige, om det er en egnet metode. Det bør også undersøges, om det er muligt at udvide modelperioden, så den senest starter i 1985

(udfordringen er, om der findes valide data), hvilket vil øge muligheden for at adskille effekter af N og P.

Inkludering af effekter af både N og P i modellerne vil dog sandsynligvis kræve, at indikatorerne afgrænses i perioder, hvor vi kan dokumentere, at et næringsstof er mere begrænsende end et andet. Kvantificeret næringsstoffbegrænsning kan muligvis også bygges direkte ind i modellerne enten via den hierarkiske modelstruktur eller via de priors, der indgår som centralt element i den Bayesianske modellering. Herved kan viden om økosystemerne (fx næringsstoffbegrænsning) udnyttes til at håndtere ko-variationen mellem fx N-og P-tilførsler.

Bayesian hierarkiske modeller kan ligeledes anvendes til at teste, om langtidseffekter kan adskilles fra år til år variationen.

Anvendelse af statistiske modeller

Kritikpunkterne ift anvendelsen af de statistiske modeller omhandler især behandlingen af indikatorer og anvendelsen af støtteparametre, herunder:

- Skalering af indsatsbehov: På grund af de lave hældninger imellem k_d og næringsstofftilførsel er der for flere stationer blevet beregnet indsatsbehov på, tæt ved, eller over 100% - hvilket indikerer, at andre faktorer end danske N tilførsler også spiller en rolle for K_d . En løsning til håndtering af dette har været at lave en skalering af de høje indsatsbehov – ud fra den logik at et højt indsatsbehov afspejler, at der er langt mellem status og mål, og at dette kræver en stor, men ikke umiddelbart kvantificerbar indsats. Panelet mener, at skaleringen af indsatsbehovet åbner en flanke for unødigt kritik. Panelet anbefaler, at metoden harmoniseres med de mekanistiske modeller, således at der tages højde for den andel, som kan forklares af tilførsler fra dansk opland.
- Panelet påskønner, at støtteparametrene er økologisk relevante, men stiller spørgsmålstejn ved, hvor meget ekstra "værdi" de bidrager med i forhold til k_d og klorofyl.
- Panelet anmærker, at der bliver udviklet modeller for både TN og TP, men at de ikke bliver brugt videre. Panelet mener, at TN og TP giver relevant information om systemets funktion og som følge heraf bør bruges i den videre modellering.

AU & DHI kommentarer

Vi er, som udgangspunkt, enige i at skaleringen er en suboptimal løsning, som bør forbedres. Vi er uenige i, at støtteparametrene ikke tilføjer ekstra "værdi". Der er udfordringer ved alle indikatorer. Fx er klorofyl-indikatoren baseret på modellerede referenceværdier, som er behæftet med større usikkerheder end historiske data, og derudover er klorofylkoncentrationen styret af en balance mellem primærproduktion og tab (hvor græsning er vigtigst). Et fald i primærproduktionen efterfulgt af et fald i græsningsbiomassen (bentisk eller pelagisk) kan således resultere i små ændringer i klorofyl-koncentration. Derfor vil en kombination af flere indikatorer for eutrofiering ofte være den mest optimale måde at give en robust og dækkende vurdering af miljøtilstanden. Vi er enige med panelet om, at oversættelsen fra en status i de tilhørende indikatorer til en nødvendig belastningsreduktion kan forbedres væsentligt, og at det bør tilstræbes udelukkende at benytte indikatorer, som responderer direkte på en presfaktor.

2.5.2 Mekanistiske modeller

Kritik

Overordnet set vurderer ekspertpanelet, at de mekanistiske modeller udviklet under VOP2 er meget omfattende og inkluderer alle de nødvendige processer, der skal til, for at kunne anvendes og indgå i beregninger af indsatsbehov (IE afsnit 7.1, s. 27).

Med hensyn til modelvalidering fremhæver IE (afsnit 7.3, s. 29), at der i modellerne er en tendens til, at DIN er overestimeret i foråret, og at DIP er overestimeret om sommeren.

Anbefaling

En af de kommentarer, som står nævnt i IE (afsnit 7.3, s. 29), men som ikke er fremhævet som en direkte anbefaling, er forholdene omkring modelleringen af vinter-DIN og sommer-DIP. Selvom det ikke er anbefalet direkte, læser vi alligevel beskrivelsen, som at det er en fordel at se nærmere på netop disse forhold, med henblik på at minimere disse afvigelser.

Derudover nævner IE (afsnit 7.6, s. 31) at:

- Langtidseffekter af reduktionsscenarioer ikke er blevet valideret.
- P reduktionsscenarioerne ikke er beskrevet godt nok, og at det derfor ikke kan evalueres, om P-scenarioerne er tilstrækkelige til at kunne konkludere, at N er det eneste betydende næringsalt.
- At Baltic Sea Action Plan (BSAP) fungerer på tidsskalaer udover 10 til 20 år.
- At det vil være meget værdifuldt at udbrede de mekanistiske modeller til så mange vandområder som muligt. Denne anbefaling fremhæves igen i de afsluttende anbefalinger (IE afsnit 11, s. 43).

AU & DHI kommentarer

-

Løsningsforslag

- Forbedret kalibrering og identifikation af valideringsrutiner, som med fordel kan benyttes til en fokuseret validering og til identifikation af udviklinger, der kan afhjælpe mere systematiske afvigelser.
- Især i de åbne vandområder, hvor ændring i næringsstofftilførsler til Østersøen spiller en større rolle end i de mindre lukkede vandområder, vil der være en tidsmæssig faktor (forsinkelse), som vil spille ind på, hvornår de danske vandområder opnår GØT, og hvor meget der skal reduceres i dagens næringsstofftilførsler. IE (afsnit 11, s. 43) konkluderer, at IDF-modellen ikke er valideret i henhold til langtidseffekter, og at det kan have en betydning for beregningen af effekterne af eksempelvis BSAP. For at kunne adressere denne problematik skal der gennemregnes et scenario, som ser på betydningen af reduktioner i Danmark og i landene omkring Østersøen over en længere periode (+20 år), eller der skal indtænkes et samspil mellem den modellering, der foregår i HELCOM-regi i form af scenarier, eksempelvis gennemført af Baltic Nest Institut (BNI). Dette er bestemt en mulighed, og emnet vil blive adresseret nærmere i afsnittet om modelanvendelse, se afsnit 3.
- Ligeledes vil vi i afsnit 3 komme ind på modelbrug i forhold til P scenarier.
- Derudover anbefaler IE, at de mekanistiske modeller udbredes til at dække så mange vandområder som muligt, især med henblik på at skabe et mekanistiske modelgrundlag, således at en væsentlig større andel af vandområdetyper dækkes. Udvikling af nye mekanistiske modeller og videreudvikling af eksisterende mekanistiske modeller med henblik på at inkludere nyeste viden og forbedre kalibrering/validering er ikke inkluderet i nærværende projekt, men MST planlægger at igangsætte et modeludviklingsprojekt i foråret 2018 med henblik på at adressere netop denne modeludvikling.
- Det er i øvrigt helt centralt at eventuel udvikling af nye mekanistiske modeller samtænkes med det allerede eksisterende typologiprojekt, se afsnit 2.1.

Eksisterende data og modeller

Der eksisterer allerede modeller for Nordsøen, Indre Danske Farvande (IDF-modellen), Limfjorden, Roskilde Fjord og Odense Fjord, og det er med udgangspunkt i disse modeller – og den ovenstående evalueringskritik – at de nye modeller skal udvikles og de eksisterende modeller videreudvikles.

2.6 Indsatsbehovsberegninger

Kritik

En væsentlig del af evalueringspanelets kritik er relateret til metoden, som anvendes til beregning af indsatsbehov og målbelastning (IE afsnit 8). IE har analyseret beregningsprocessen, som leder frem til miljømål for indikatorerne og målbelastninger, og har følgende specifikke kritikpunkter:

- Det kan skabe inkonsistens i beregningerne, at referenceklorofylværdier midles på tværs af modeltyper og på tværs af vandområdetyper, hvorimod model-hældninger ikke midles (IE afsnit 8.2, s. 33). Midling på tværs af typer kan ifølge IE give klorofylgrænseværdier med for lille variation, og som ikke afspejler vandområdernes forskellighed (IE afsnit 8.2, s. 34). Plot (Figur 4 i IE rapport), som sammenligner K_d og klorofyl GM-værdier underbygger dette. Ved midling på tværs af modeller kan der opstå situationer, hvor N-tilførsler skal reduceres mere end 100% i et vandområde, fordi der ikke er overensstemmelse mellem hældninger og miljømål for klorofyl (IE afsnit 8.2, s. 33).
- VRD princippet om one-out-all-out følges ikke, fordi der midles over indsatsbehovet for de enkelte indikatorer (IE afsnit 8.2, s. 33).
- Der er ikke tilstrækkelig dokumentation for, at indsatsbehov beregnet med mekanistiske modeller bør midles over flere (åbne) vandområder, hvilket mindsker rumlige forskelle (IE afsnit 8.2, s. 33), øger risikoen for suboptimale indsatsbehov (IE afsnit 8.2, s. 35) og mindsker transparensen (IE afsnit 8.2, s. 35)
- Der er ikke tilstrækkelig dokumentation for, at mekanistiske modeller foretrækkes frem for statistiske modeller, og denne tilgang er i modstrid med metamodelleringen, hvor resultater fra begge modeltyper midles. De forskellige fremgangsmåder skaber inkonsistens (IE afsnit 8.3, s. 36).

Anbefaling

Panelet anbefaler, at brugen af midlinger flyttes til så sent i processen som muligt, således at modeltilgangene holdes adskilt, hvilket vil muliggøre konsekvensvurderinger af beregningsvalg af de to modeltilgange (afsnit 8.2, s.35). Den tidlige midling (som bør undgås) dækker især klorofyl-referenceværdier (afsnit 8.2, s.35) og den rumlige midling af indsatsbehov (afsnit 8.2, s.35), men også midling af indikatorer nævnes som uhensigtsmæssig (afsnit 11, s. 43), og IE foreslår, at der laves en konsekvensvurdering af, at one-out-all-out princippet ikke følges (afsnit 8.2, s.35).

IE fremhæver den omfangsrige datamængde og vurderer, at datamængden tillader estimering af vandområdespecifikke målbelastninger (afsnit 10, s. 41).

Generelt efterlyser IE også større konsistens i beregningsprocessen, herunder konsistens mellem anvendelse af stedspecifikke modeller og metamodeller (s.38), valg af indikatorer (s. 38) og beregning af, hvor stor en del af afstanden til miljømålet der kan forklares af danske tilførsler (s.39).

IE foreslår endvidere at undersøge, om opnåelse af miljømål kan optimeres ved at fokusere på sæsontilførsler i stedet for års tilførsler (afsnit 5.4, s. 23).

AU & DHI kommentarer

AU og DHI er overvejende enige i kritikken og anbefalingerne fra panelet, herunder behovet for at harmonisere og forenkle proceduren til beregning af målbelastning. Valg af indikatorer og beregningsmetoder bør harmoniseres både mellem de stedspecifikke modeller og meta-modellerne. Vi er ligeledes enige i, at det er en udfordring at klorofylmål og modelleret respons mellem klorofyl-a og tilførsler ikke nødvendigvis "passer sammen" fordi målene er (delvist) uafhængige af modellerne, en problematik, der også gælder for ålegræssets dybdegrænse (og proxy-indikatoren K_d). Vi mener dog, at fastlæggelse af klorofylreferenceværdier og dermed målværdier så vidt muligt skal være uafhængige af modeltype. Herved kan miljømål for klorofyl bedre sammenlignes med måledata og bliver ligestillet med de andre interkalibrerede miljømål som ålegræssets dybdegrænse og DKI, som også er modeluafhængige. Når det er sagt, er vi meget enige i, at estimering af klorofylreferenceværdier bør forbedres og gøres så stedspecifikke som muligt. Vi er også enige i, at det er en udfordring, at beregningsproceduren (midling mellem indsatsbehov for de enkelte indikatorer) ikke er i overensstemmelse med *one-out-all-out* princippet, men vurderer, at en vægtning af flere indikatorer giver bedre muligheder for at ramme tæt på målbelastningen i stedet for stringent at følge *one-out-all-out* princippet. Panelet har ikke fokuseret på den upstream/downstream metodik, der er anvendt i beregninger af målbelastning, men vi mener, at denne metodik ligeledes kan forbedres blandt andet ved at tage højde for den nuværende tilførsel i de forskellige deloplande.

Løsningsforslag

Kritikken fra IE kan imødekommes ved fokusering på:

- 1) Forbedret estimering af klorofylreferenceværdier, hvor der tilstræbes størst mulig rumlig variation under hensyntagen til den (ukendte) usikkerhed, der altid vil være ved beregninger af referenceværdier. Flere forskellige tilgange bør undersøges, herunder anvendelse af den forbedrede typologi, anvendelse af forbedrede statistiske og mekanistiske modeller, anvendelse af forbedrede meta-modeller, og cross-systemanalyse.
- 2) Revision af proces til beregning af målbelastning, herunder harmonisering af anvendte indikatorer, harmonisering af indregning af dansk andels forklaringsgrad, konsekvensberegning af indikatorvægtning i forhold til *one-out-all-out* princippet og undersøge muligheder for at fokusere målbelastningen til en given periode/årstid i stedet for at operere med en helårsmålbelastning. Ligeledes bør en optimering af upstream/downstream metodikken inkluderes.
- 3) En mere stringent beregning, hvor vi i videst muligt omfang venter med at midle, og dermed får et bedre estimat for variation i målbelastningen ud fra de forskellige modeller, indikatorer med mere.

2.7 Andre presfaktorer end N

Kritik

Her henviser evalueringspanelet til en artikel (Cloern 2001), som beskriver en ændring fra at betragte eutrofieringsproblemer som noget, der stammer fra næringssaltsberigelse alene til at være et samspil mellem flere stressorer, og argumenterer for integrerede modeller og værktøjer, som kan beskrive, hvordan et økosystem responderer på andre stressfaktorer som forurening med miljøfremmede stoffer, invasive arter, habitat modifikationer, fiskeritryk mm. (IE afsnit 2.5, s. 11).

Både her – og efterfølgende med henvisning til Andersen *et al.* (2017) – fremhæver ekspertpanelet dog, at de enkelte stressorer ikke er additive (afsnit 2.5, s. 11), og at panelet ser næringsstoffer og eutrofiering som nøgleparametre i arbejdet med at opnå GØT (afsnit 2.5, s. 11). Afslutningsvis fremhæver IE (afsnit 2.5, s. 12), at fokus på vandkvaliteten som det vigtigste redskab til at opnå GØT er i fuld overensstemmelse med implementering af VRD og i brugen af de interkalibrerede indikatorer som klorofyl-a.

Anbefaling

Panelet kommer ikke med egentlig anbefalinger her, som peger frem mod VOP3 udover at fastholde fokus på N og P.

AU & DHI kommentarer

-

Løsningsforslag

På nuværende tidspunkt (med start primo 2018) har MST igangsat et projekt med henblik på at undersøge effekter af andre presfaktorer nærmere og i bedste fald at sandsynliggøre, i hvor stor grad andre presfaktorer kan have betydning for de interkalibrerede indikatorer.

I det omfang, at der identificeres andre presfaktorer, som med stor sandsynlighed har direkte eller indirekte effekter på de interkalibrerede indikatorer – eller eventuelt supplerende indikatorer – skal de i vides muligt omfang håndteres i modeludviklingen.

Det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at komme en sådan udvikling nærmere, hvorfor det heller ikke er muligt at vurdere, hvilke modeludviklingsressourcer det vil kræve. Når ovennævnte projekt er afsluttet, må det derfor blive en vurdering, om det kræver modeludviklinger (i form af nye matematiske/statistiske sammenhæng), eller om det vil kunne blive håndteres som et modelscenarie og derfor som en del af modelanvendelsen.

2.8 Sikkerheder

Noget af den kritik, som er rejst fra nogle interessenter, adresserer usikkerheden på de endelige indsatsbehov og målbelastninger. I forhold til dette emne skriver ekspertpanelet, at der i Erichsen & Timmermann 2017 ikke er foretaget en formel analyse af usikkerheden på de anvendte modeller eller foretaget en variansanalyse af de beregnede parametre (N-tilførsler mod indikatorhældninger). De mener – og det er nævnt ved flere lejligheder – at de statistiske modeller i højere grad kan bruges til at validere de mekanistiske modeller – og at der findes metoder til beregning af sikkerhed i statistiske modeller, hvorimod dette ikke er tilfældet for mekanistiske modeller.

Direkte adspurgt, om ekspertpanelet mener, at der mangler en solid vurdering af modelusikkerheden, svarer panelet, at det ikke er muligt at udarbejde en formel usikkerhedsanalyse på grund af kompleksiteten i beregningerne bag målbelastningerne, og derfor bør forskere, interessenter og myndigheder acceptere, at der er usikkerheder, og fortsætte med at indsamle overvågningsdata med henblik på at justere virkemidler, hvis det viser sig nødvendigt (IE Bilag 6, s. 3).

AUs og DHIs kommentarer

AU og DHI er enige i, at beregningerne er for komplekse til, at der kan laves formaliserede usikkerhedsanalyser, men vi vil alligevel beskrive nogle af de muligheder, der foreligger, for at kvantificere usikkerhed på modeller og indsatsbehov/målbelastninger bedre, end de er beskrevet i dag.

2.8.1 Sikkerheder på centrale parametre

Sikkerhed – eller usikkerhed – er et begreb, som kan være svært at forholde sig til, og som det også er beskrevet i Bilag 6 samt Bilag 3 i IE materialet, s. 3, er kompleksiteten i beregningerne bag målbelastningerne stor, hvorfor forskere, interessenter og myndigheder bør acceptere, at der er usikkerheder, men vi skal naturligvis forsøge at minimere disse og i bedst mulige omfang forsøge at vurdere dem løbende.

Overordnet set bør der, hvis muligt, laves usikkerhedsvurderinger på det estimerede samlede indsatsbehov til hvert enkelt vandområde, hvilket kræver et usikkerhedsestimat af statusværdi, referenceværdi og modelhældning for hver af de indgående indikatorer.

Statusværdi (baseret på målinger)

Sikkerheden på statusværdier vil oftest kunne kvantificeres ved brug af standardiserede (om end komplicerede) beregningsmetoder under forudsætning af, at de målte værdier er dækkende for den forventede variation og ikke indeholder bias.

Referenceværdier

I hht. VRD kan man bestemme referenceværdier enten baseret på (historiske) målinger, ved modelberegninger eller ekspertvurdering. For referenceværdier baseret på historiske data vil man med en del antagelser sandsynligvis kunne kvantificere variationen. For modelbestemte referenceværdier vil mulighederne for at kvantificere usikkerheden afhænge af modeltypen samt viden om usikkerhed på de data, der benyttes som input til referencescenariet. For referenceværdier baseret på ekspertvurdering er det ikke muligt at kvantificere usikkerhed.

Modelhældninger

Muligheden for at vurdere usikkerheder på modeller og i særdeleshed de modelhældninger, der indgår i beregninger af indsatsbehov, afhænger af modeltypen og beskrives i det følgende:

2.8.2 Sikkerhed i statistiske modeller

Kritik

Ekspertpanelet mener, at varians-beskrivelsen for de statistiske modeller kan forbedres (s. 29), idet det bør udnyttes, at de statiske modeller har formaliserede metoder til at beskrive usikkerheder, som skyldes henholdsvis modelusikkerhed og datausikkerhed.

Anbefaling

Panelet anbefaler at gøre brug af disse formaliserede usikkerhedsestimater.

AU & DHI kommentarer

Det er ikke korrekt, at der findes formaliserede metoder til beregning af varians/usikkerhed for PLS-baserede statistiske modeller, som er benyttet i VOP2 sammenhæng. Man kan evt. overveje at anvende empirisk baserede "re-sampling" (fx jack-knifing) analyser til vurderinger af usikkerhed på PLS-modeller. I modsætning til PLS modeller er der i fx Bayesian hierarkiske modeller formaliserede måder til at adskille datausikkerhed fra modelusikkerhed.

Løsningsforslag

Ved at benytte Bayesian hierarkisk modeltilgang fremadrettet vil det i højere grad være muligt at estimere usikkerheder på de enkelte modeller.

2.8.3 Sikkerhed i mekanistiske modeller

Med henblik på de mekanistiske modeller vurderer ekspertpanelet, at de udviklede mekanistiske modeller er state-of-the-art og meget omfangsrige i deres beskrivelse, men at der mangler en uafhængig analyse af data og modelresultater, men at denne analyse kan foretages gennem en statistisk modeltilgang (IE afsnit 10, s. 42).

Der findes dog muligheder, om end de er relativt ressourcekrævende, for at angive modelusikkerheder i mekanistiske modeller. For en nærmere beskrivelse af disse muligheder henvises til Bilag B.

2.9 Koordination med Tyskland og Sverige

I henhold til IE (afsnit 11, s. 44) anbefaler eksperterne, at miljømål koordineres og harmoniseres med Tyskland og Sverige. Som det ser ud lige nu, er der nogen koordinering i forhold til interkalibrerede indikator-værdier, se EU (2018) for flere detaljer.

Ekspertpanelet anbefaler en general videnskabelig koordineret indsats, hvilket er en anbefaling, som AU og DHI deler. Dertil kommer, at HELCOM arbejder med fastsættelse af miljømål i henhold til Havstrategien, og disse mål bør – i vores optik – også koordineres, så der er sammenhæng mellem mål i Havstrategien og i VRD.

Derudover kunne det give god mening at arbejde tæt sammen med BNI, eftersom BNI arbejder med en model, som godt nok er meget grov sammenlignet med de mekanistiske modeller anvendt i VOP2, men som kan afvikle mange år på kort tid. I et evt. samarbejde kunne ændringer i sedimentpuljer fra BNI-modellen overføres til scenarioberegninger i eksempelvis IDF-modellen og dermed inddrage langtidseffekter af BSAP og andre Østersø scenarier.

Der er dog ingen af ovennævnte forbedringer, der er arbejdet nærmere med i dette notat.

2.10 Fortsat fokus på målinger

Afslutningsvis vil vi gerne fremhæve en afsluttende anbefaling fra ekspertpanelet, og det er en fortsat vedligeholdelse af den monitoring, som pågår i dag i Danmark. Monitoringen er ikke beskrevet yderligere i IE, men eksperterne har alligevel ønsket at fremhæve, at målinger udgør en central del i både modeludvikling og i vurderingerne af, om der er opnået GØT eller ej. Derfor anbefaler de, at monitoringsprogrammet vedligeholdes og ikke beskæres mere, end det er i dag.

AU og DHI deler denne anbefaling.

3 Anvendelse

I det forrige afsnit har vi gennemgået de kritikpunkter, som vi mener, at de internationale eksperter har rejst, og vi er kommet med en række forslag til, hvordan denne kritik kan imødekommes frem mod VOP3 indsatsbehov og målbelastninger. Der er i gennemgangen af kritikken beskrevet en række projekter, som allerede er igangsat eller forventes igangsat, og som vil adressere noget af kritikken. Vi forventer derfor, at en del af kritikken allerede bliver håndteret frem mod VOP3, men det kræver for en stor del af de nævnte løsninger, at der produceres en række data fra de forbedrede modeller, som kan indgå i beregningerne og analyserne af indsatsbehov og fastsættelse af målbelastninger frem mod VOP3. I dette afsnit beskriver vi derfor en række anvendelsesmuligheder, som vil sikre disse data fremadrettet, og vi gennemgår nogle af de beslutninger, der skal tages tidligt for at optimere udviklingsprocessen.

3.1 Basisperiode

I udviklingen af modeller under forberedelsen af VOP2 blev de mekanistiske modeller udviklet og anvendt på data fra perioden 2002-2011, mens de statistiske modeller blev udviklet for perioden 1990-2012.

Efterfølgende blev modellerne benyttet til at beregne indsatsbehov og tilhørende målbelastninger. Udgangspunktet for denne beregning (benævnt "basisperiode") var oprindeligt data fra perioden 2007-2012 (Erichsen & Timmermann, 2017), som på det tidspunkt inkluderede den nyeste viden om miljøtilstanden. Basisperioden kan have betydning for, hvordan tidligere tiders N-tilførsler/reduktionsindsatser indregnes, og man kan derfor overveje alternative valg. Uanset valg af basisperiode er det dog væsentligt, at modellerne er udviklede/testede med data fra basis-perioden, samt at der er konsistens mellem modeller, input data (fx klima og tilførsler), og at samme beregningsmetode anvendes for alle vandområder. Endvidere er det vigtigt, at hele modelkomplekset (både statistiske og mekanistiske modeller) anvender samme basisperiode. Såfremt man vælger en basisperiode, som ligger langt væk fra god økologisk tilstand (fx. 90'erne), vil modelusikkerheder, alt anden lige, få en større betydning for det endelige resultat, end hvis man vælger en basisperiode, som ligger tættere på god økologisk tilstand.

AU og DHI mener, at det er muligt at udvikle en metode frem mod VOP3, der kan tage hensyn til de indsatser, som allerede er implementeret i Danmark og derigennem korrigerer indsatser i henhold til både den tidligere indsats (eller mangel på samme) og den andel, som kan forklares ved danske næringsstof tilførsler.

Derfor anbefaler AU og DHI, at der tages udgangspunkt i den senest mulige basisperiode (sandsynligvis 2011-2016), og at der forsøges udviklet en variant af den metode, som blev benyttet under de mekanistiske modeller, således at der inddrages tidligere udledninger/indsatser. Der findes ikke en metode til dette i dag, men vi vurderer, at denne anbefaling ikke vil kræve yderligere ressourcer, men kan håndteres under evt. planlagte projekter.

3.2 Reference klorofyl-a værdier

En meget vigtig anvendelse af de udviklede modeller bliver udarbejdelsen af referenceklorofyl-a værdier med henblik på en fastsættelse af GM-værdien for det enkelte vandområde. Selvom den bagvedliggende modeltilgang er allerede beskrevet i Erichsen & Timmermann (2017), men der er en række nye modeller, som skal benyttes til dette for første gang, og der er en række modeller, som skal opdateres, og dermed skal der udarbejdes nye reference modelkørsler, dvs. referencescenarier.

Brugen af modeller til beregning af referenceværdier skal indtænkes i udviklingsplanerne for de mekanistiske modeller og de statistiske modeller og bør udgøre et helt centralt scenarie i anvendelsen af modeller.

3.3 Indsatsbehov for områder med lange datatidsserier (og stedspecifikke modeller)

Modeludviklingen frem mod VOP3 er – som det også var tilfældet under udviklingerne frem mod VOP2 – drevet af et ønske om at kunne afvikle modelscenarier med henblik på at kunne beregne indsatsbehov så differentieret som overhovedet muligt.

Under forberedelserne frem mod VOP2 blev der udviklet en screening metode, der tillod at estimere differentierede indsatsbehov uden at skulle modellere alle tænkelige kombinationer af scenarier. AUs og DHIs umiddelbare vurdering er, at denne metode også vil være anvendelig fremadrettet. En vurdering, som vi ikke finder er modsagt af de internationale eksperter.

I arbejdet med indsatsbehov under VOP2 blev der gennemført 6 modelscenarier med hver mekanistisk model, dækkende 3 N-scenarier og 3 N-scenarier kombineret med P-reduktioner. I udgangspunktet vurderer AU og DHI, at samme tilgang er anvendelig i udviklingen af indsatsbehov frem mod VOP3. På nuværende tidspunkt er det imidlertid vanskeligt præcist at definere de mest relevante scenarier – i nogle områder forventer vi, at det stadigvæk hovedsageligt vil være N, som er den styrende faktor, hvorfor P-scenarier måske ikke er relevante, mens andre områder vil kræve en kombination for at sikre den mest optimale effekt. Da hvert scenario imidlertid er ressourcekrævende, forestiller vi os et behov for modelscenarier svarende til 6 modelscenarier per model i gennemsnit. Reelt kan der i nogle modeller være behov for flere, mens der for nogle modeller vil være behov for færre.

Det er ikke muligt præcist at fastlægge antallet af scenarier på nuværende tidspunkt, og dette kan blive et punkt til diskussion, når de endelige scenarier skal fastlægges.

For statistiske modeller (herunder Bayesian modeller) er indikatorernes respons til presfaktorer (hældninger) et direkte resultat af modelbygningen og kræver derfor ikke yderligere scenarier.

For både de mekanistiske og statistiske modeller kræves en del post-processering af de modellerede responsfunktioner til beregninger af indsatsbehov samt behov for sammenligning af resultater fra de to modeltyper til validering af scenarieresultater.

3.4 Indsatsbehov for områder uden lange tidsserier (meta-områder)

For de statistiske modeller blev der i VOP2 sat krav om minimum 15 års datatidsserier, før der kunne opstilles pålidelige stedspecifikke modeller. Dette krav, som er uafhængigt af, hvilken type statistiske modeller der anvendes, betyder, at der er vandområder, hvor det ikke er muligt at opstille pålidelige stedspecifikke modeller. Det er imidlertid forventningen, at udviklingen af cross-system statistiske modeller, sammen med de mekanistiske modeller kan anvendes til regressionsbaseret modellering af vandområder uden lange tidsserier.

For de mekanistiske modeller blev der i VOP2 sat krav om minimum 10 års datatidsserier for at sikre, at modellerne kunne beskrive år-til-år variationer i indikatorerne som følge af ændringer i presfaktorerne. Der vil givetvis være vandområder, som ikke opfylder disse datakrav, eller hvor de stedspecifikke modeller af andre årsager ikke vurderes at være tilstrækkeligt pålidelige til direkte anvendelse. Det er forventningen, at de mekanistiske modeller, sammen med de statistiske cross-systemmodeller, kan anvendes til regressionsbaseret modellering af vandområder uden lange tidsserier.

3.5 Sæsonvariationer

Udover de analyser og scenarier, der umiddelbart skal benyttes til at beregne indsatsbehov i henhold til ovenstående metode, kan der være behov for enkelte supplerende scenarier for at fastslå, om den økologiske tilstand i en fjord er mere eller mindre afhængig af de sæsonmæssige N tilførsler.

Der er tidligere foretaget en modelanalyse af Karrebæk Fjord (Dannisøe 2017), som indikerer, at der kan være nogle fjorde, hvor en sæsonmæssig fokusering på næringsstof-tilførsler vil kunne optimere de respektive indsatsbehov. Ligeledes viser resultater fra de statistiske modeller udviklet i forbindelse med VOP2, at der kan være en tæt kobling mellem miljøtilstanden (beskrevet ved indikatorerne) og N-tilførsler i udvalgte sæsoner, hvorimod N-tilførsler i andre sæsoner ikke har dokumenterbar effekt.

Modelscenarier og analyser vil kunne sandsynliggøre, hvilke vandområder der kunne være relevante i forhold til sæsonmæssig optimering af indsatsbehov. Denne viden vil – muligvis i samspil med det eksisterende typologiprojekt - kunne benyttes til at identificere disse fjorde, og herefter vil det være muligt at vurdere omfang og eventuelt ressourcebehov.

Afslutningsvis vil der i forhold til en analyse af betydningen af de sæsonmæssige tilførsler være behov for at inddrage indsatsbehov i tilstødende vandområder samt at lave en kobling til oplandet for at vurdere, om det er relevant at inddrage sæsonmæssige indsatsbehov.

I henhold til IE (Bilag 6, s. 30, og Bilag 7, s. 11) tilslutter ekspertpanelet sig, at sæsonmæssig optimering af indsatsbehov kan være en mulighed for at opnå god økologisk tilstand, men at afledte effekter kan bidrage til, at nabo-vandområder påvirkes utilsigtet, og derfor anbefaler panelet, at dette undersøges nærmere, før det operationaliseres.

3.6 Optimering af indsatsbehov på deloplandsniveau

I arbejdet frem mod VOP2 blev de beregnede indsatsbehov fordelt procentuelt ligeligt mellem deloplande i et opland uden hensyntagen til eventuelle forskelle i den historiske reduktionsindsats eller forskelle i nuværende belastning. Foreløbige undersøgelser indikerer, at det samlede reduktionsbehov sandsynligvis kan optimeres ved at tage højde for sådanne forskelle mellem deloplande.

3.7 Langtidseffekter

Et af de emner, som er berørt af de internationale eksperter, er langtidseffekter. I udviklingsarbejdet frem mod VOP2 blev de respektive mekanistiske modeller afviklet for en 10-årsperiode, men som det fremgår af IE (afsnit 7.6, s. 31), er der nogle reduktionsscenerier, herunder BSAP, som virker på tidsskalaer udover de 10 år. Dette er især aktuelt for reduktioner til Østersøen – og muligvis Lillebælt og den sydvestlige del af Østersøen – hvor allerede implementerede indsatser og planlagte indsatser (BSAP) endnu ikke er slået helt igennem på indikatorerne i de danske farvande.

Dette er et central spørgsmål, som skal adresseres som en del af modeludviklingen. På nuværende tidspunkt er der ikke taget stilling til dette, men det kan vise sig vigtigt at prioritere modelafviklinger med den regionale model for de indre danske farvande (IDF modellen) for op mod 20 eller 30 år, eller at indgå i et samarbejde med BNI, som nævnt under afsnit 2.9.

3.8 Klimaeffekter

Der er i Danmark løbende en diskussion om effekterne af klimaændringer. Denne diskussion har to sider, eftersom den både kan indeholde overvejelser omkring historiske data (ålegræsdybdegrænse), som er blevet indsamlet i et historisk klima (med eksempelvis mindre afstrømning og lavere temperaturer), og overvejelser omkring de forventede klimaændringer.

De udviklede VOP modeller – både de statistiske og de mekanistiske modeller – er i udgangspunktet ikke optimeret til at kunne klimakorrigere historiske data for ålegræsdybdegrænse, hvilket kræver en fysiologisk ålegræsmodel, som bl.a. kan håndtere plantens ændrede lyskrav som følge af ændringer i klimatiske forhold. Disse modeller findes dog og kunne – i kombination med VOP modellerne – benyttes til at teste nogle klimaparametre, som eksempelvis en øget temperatur eller ændret vindklima på ålegræssets dybdegrænse. Dermed er det faktisk (principielt) muligt at korrigere de historiske data til et nuværende klima, eller omvendt. Det vil ikke være en triviel øvelse, men det vil være muligt at komme med et kvalificeret estimat.

Med hensyn til det fremtidige klima er der en række spørgsmål, som skal besvares, før det giver mening at diskutere, hvordan klimascenarier eventuelt skal bruges fremadrettet. Vi forventer i dag, at der i fremtiden vil være ændringer i både temperaturer og i afstrømninger på grund af klimaændringer. Her er det vigtigt at overveje den tidshorisont, der skal vurderes: Er det klimaændringer indenfor de kommende 10-20 år eller på en skala frem mod årtusindskiftet?

Derudover er der stor forskel på at foretage egentlige klimaberegninger, hvor man forsøger at forudsige økosystemernes tilstand i et fremtidigt klima, eller om man undersøger modellernes klimafølsomhed med det formål at finde ud af, hvilke klimatiske parametre modellerne reagerer mest på. En reel klimaberegning med de mekanistiske modeller vil betyde, at modellerne skal afvikles for op til 30 år med meteorologiske modelberegninger dækkende dagens klima og et fremtidigt klima. Det er helt centralt, at begge klimakørsler gennemføres, og at det er den samme klimamodel, der leverer klimadata – man kan altså ikke nøjes med at se på en klimaberegning i fremtiden, den skal holdes op mod et nutidsscenario. Derfor er en 'ægte' klimaberegning, som den i øvrigt blev foretaget i Søndergaard et al. (2006), ressourcekrævende. Dertil kommer, at vi ikke kender arternes tilpasningsevne til ændrede klimaforhold, hvilket betyder, at modellerede effekter af klimaændringer er usikre.

Ved klimafølsomhedsscenarier ændres udvalgte klimatiske parametre (eksempelvis lufttemperaturen) for at undersøge, hvordan modellen responderer på dette, og hvilken effekt det har på eksempelvis klorofyl-a indikatoren.

De statistiske modeller er i udgangspunktet ikke nær så ressourcekrævende at udføre scenarier med, men indeholder ofte ingen eller kun få klimavariabler (udover ferskvandstilførsler). Da modellerne er baseret på det nuværende klima, kan de anvendes til at vurdere indikatorernes mulige klimafølsomhed, men er ikke velegnede til egentlige klimascenarier.

3.9 Udveksling af data og modelresultater

En meget vigtig opgave i udviklingen af indsatsplaner bliver samspillet mellem de to typer af modeller: Mekanistiske modeller og statistiske modeller. I VOP2 arbejdet blev der ikke brugt mange ressourcer på at sidestille de enkelte modeldata (hældninger og referenceværdier) men mere at integrere dem gennem ensemble-modellering. I henhold til IE skal samspillet struktureres og systematiseres.

Derfor foreligger der en betydelig udviklingsindsats i at få udvekslet og samordnet modeldata fra de to typer af modeller, herunder især hældninger og referenceværdier. Som en del af udviklingen af de statistiske modeller vil der blive arbejdet med cross-systemet Bayesianiske modeller, og vi vil i det fremadrettede udviklingsprojekt foreslå, at denne modeltilgang udvides til

også at inddrage data fra de mekanistiske modeller for derigennem at udvikle robuste regressionsbaserede metamodeler. En sådan udvikling kan med fordel indtænkes i evt. fremtidige modeludviklinger og anvendelsen af modeller.

3.10 Usikkerhedsbetragtninger

3.10.1 Statistiske modeller

For alle typer af statistiske modeller er det muligt at beskrive forskellen mellem modelprædiktioner og målinger ved brug af standardteknikker (fx RMSECV, RMSEP, R², Shapiro normality, etc.) for de områder og perioder, hvor der findes målinger. Denne analyse vil som regel være en naturlig del af en modeludvikling og evalueringsproces. Derimod vil det ikke altid være muligt at estimere usikkerhed på fx modelhældninger (mellem indikator og presfaktor), og den konkrete modeltilgang vil være afgørende for, om der findes formaliserede metoder til den form for usikkerhedsanalyser.

For modeller baseret på Bayesian-statistik vil det sandsynligvis være muligt at kvantificere sikkerheden på de modelestimerede hældninger mellem indikatorer og presfaktorer. Dette kræver dog tilstrækkeligt med modelkørsler, således at der kan bestemmes sandsynlighedsfordelinger for de indgående modelparametre. En analyse af sandsynlighedsfordelingerne vil givetvis kunne bidrage til en samlet vurdering af sikkerheden på de mest centrale modelprædiktioner.

3.10.2 Mekanistiske modeller

Som det kort er beskrevet i afsnit 2.8.3 og i Bilag B, findes der enkelte metoder til at estimere en form for sikkerhed på mekanistiske modeller. Dels kan almindelige statistiske betragtninger foretages med henblik på at beskrive forskellen mellem model og målinger (som eksempelvis BIAS, RMSE, R² og diverse godhedsindeks), og dels kan der estimeres sikkerhed gennem Monte Carlo metoder.

Den første form for sikkerhed er normalt en integreret del af modeludviklingen og validering, mens sikkerhedsbetragtninger baseret på Monte Carlo metoder ligger udover modeludviklingen. Som det imidlertid fremgår af Bilag B, er sikkerhedsbetragtninger ud fra Monte Carlo metoder den rette fremgangsmåde, men også ganske ressourcekrævende, hvorfor det er vanskeligt at gennemføre i praksis. Når det alligevel er inddraget under anvendelse i dette notat, er det fordi, at det er muligt at gennemføre en reduceret Monte Carlo analyse. En reduceret Monte Carlo analyse skal i denne her sammenhæng forstås som en analyse, hvor kun et lille udsnit af modelparametrene undersøges, og hvor der udarbejdes en langt grovere model (langt grovere beregningsnet) for derigennem at kunne afvikle modellerne væsentligt hurtigere. Når modellerne gøres grove, betyder det, at usikkerheden øges (den rumlige usikkerhed og dermed også usikkerheden i transporterne mellem vandområder), men Monte Carlo analysen vil alligevel give en central viden om usikkerheden på parametrene, og denne viden kunne derefter kobles til de endelige beregninger af indsatsbehov.

For yderligere at reducere ressourcebehovet i sådan en analyse vil vi også foreslå at udvælge én fjord og én åbentvandsmodel og derigennem ekstrapolere usikkerhederne til de andre modeller fremfor at udarbejde en Monte Carlo analyse for samtlige modeller. Dermed vil det være muligt inden for de givne tidsrammer, der er for udviklingsprojektet frem mod de endelige indsatsbehov i VOP3.

Det skal i denne sammenhæng også nævnes, at MST, AU og DHI alle indgår i forskningsprojektet SeaStatus, og at et delmål i SeaStatus er at arbejde med forskellige former for sikkerhedsbetragtninger, herunder data assimilering og grey-box modeller. Der er gode

chancer for, at dette projekt vil kunne bidrage med brugbar viden omkring Roskilde Fjord, som kan benyttes i arbejdet frem mod VOP3.

4 Sammenfatning og anbefalinger

Et internationalt evalueringspanel har gennemgået de modeller og metoder, som ligger til grund for VOP2, og har i den forbindelse identificeret forbedringsmuligheder og kommer med anbefalinger til brug for VOP3. Overordnet set anbefaler panelet videreudvikling og anvendelse af de to uafhængige modeltilgange, som, i kombination med bedre udnyttelse af data fra de nationale overvågningsprogram, kan forbedre grundlaget frem mod VOP3. I dette dokument har vi gennemgået de emner, som er adresseret i den internationale evaluering af modellerne bag VOP2, og vi kommer med konkrete løsningsforslag til håndtering af panelets kritikpunkter. I Tabel 4-1 har vi opsummeret emner og for hvert emne angivet løsningsforslag eller projekter, som vil sikre, at anbefalingerne fra de internationale eksperter imødekommes, og som dermed vil forbedre grundlaget for VOP3.

Da der allerede er igangsat nogle projekter, er disse fremhævet, men der er også emner, hvor der på nuværende tidspunkt ikke er igangsat projekter.

Tabel 4-1: Opsummering af emner og tilhørende løsningsforslag/projekter. Desuden angives projektstatus og de IE anbefalinger, som løsningsforslagene adresserer.

EMNER	LØSNINGSFORSLAG/ PROJEKT	STATUS	KONSEKVENSER IFT IMØDEKOMMELSE AF IE ANBEFALINGER
FORBEDRET TYPOLOGI	Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvandene i vandområdeplanerne.	Allerede igangsat	Helt central i fastsættelse af miljømål og valg af metamodeller.
UDVÆLGELSE / UDVIKLING AF INDIKATORER	<p>Udvælgelse/udvikling af indikatorer, der skal indgå i beregning af indsatsbehov. For at adressere anbefalinger fra IE og krav i VRD bør fokus være på:</p> <p>Klorofyl, K_d</p> <p>P følsomme indikatorer, som har betydning for de biologiske kvalitetselementer.</p> <p>Supplerende indikatorer for ålegræs og andre blomsterplanter samt makroalger.</p> <p>Hvis muligt DKI eller andre bundfauna relevante indikatorer.</p> <p>Indikatorerne bør testes for respons til presfaktorer, ligesom de skal kobles til kvalitetselementer, og der bør i videst muligt omfang etableres</p>	<p>Test af indikatorer og udvælgelse er endnu ikke igangsat.</p> <p>Ekspertpanelet (IE, Bilag 6, s. 5-6) anbefaler, at der igangsættes et studie med henblik på at undersøge evt. nye indikatorer, før de operationaliseres.</p>	<p>En del kritik går på K_d som proxyindikator for ålegræs, at klorofylindikatoren muligvis er for restriktiv (i tid) og brugen af supplerende indikatorer i stat modeller.</p> <p>Lys er stadigvæk en central parameter, men der skal findes en alternativ tilgang til inddragelse af lys, og der skal findes supplerende indikatorer, som i højere grad dækker de biologiske kvalitetselementer. IE vurderer ikke, det er muligt at inkludere bentisk diversitet direkte.</p>

EMNER	LØSNINGSFORSLAG/ PROJEKT	STATUS	KONSEKVENSER IFT IMØDEKOMMELSE AF IE ANBEFALINGER
FAVORISERING AF N OVER P	<p>grænseværdier for tilstandsklasser.</p> <p>Identifikation af vandområder, hvor der er potentiale for P-begrænsning, forbedring af modelkalibrering og identifikation af P følsomme indikatorer.</p> <p>Forbedret kalibrering af MEK modeller, så en eventuel P-, begrænsning bedre kan identificeres.</p> <p>Forbedret parameterudvælgelse og post-processering af resultater fra stat-modeller, så en eventuel P afhængighed bedre kan identificeres.</p>	<p>Identifikation af vandområder med P-begrænsning, og P-følsomme indikatorer adresseres i sideløbende projekt.</p> <p>Forbedret kalibrering er del af den mekanistiske modeludvikling. Endnu ikke igangsat.</p> <p>Forbedret parameterudvælgelse, som i højere grad kan håndtere ko-variabilitet og post-processering, er en del af den statistiske modeludvikling. Endnu ikke igangsat.</p>	<p>Forventet resultat er en mere fyldestgørende analyse af, hvilket næringssalt der påvirker miljøtilstanden vurderet ud fra indikatorerne.</p>
META-MODELLER	<p>Forbedret Nordsømodel og forbedret datagrundlag (flere vandområder dækket af modeller) og forbedret regressionsbaseret metamodel- analyse (gennem anvendelse af cross-system modeller i kombination med data fra mek-modeller).</p>	<p>Forbedret Nordsø-model allerede igangsat og afsluttet.</p> <p>Udvikling af regressionsbaserede model-hældninger hvor muligt, suppleret med forbedret typebaseret modellering, er endnu ikke igangsat.</p>	<p>Nordsøen forventes at være adresseret, og den forbedrede meta-model analyse forventes at adressere den resterende kritik.</p>
UDVIKLING AF STAT. MODELLER	<p>Tværsystemisk Bayesian-modellering for områder med lange tidsserier. Modeludviklingen inkluderer opbygning af hierarkiske modeller ud fra valgte indikatorer, data-forberedelse, estimering af priors og fordelinger samt modelkørsler til estimering af modelparametre.</p>	<p>Ikke igangsat eller planlagt.</p>	<p>Videreudvikling af statistiske modeller ved anvendelse af Bayesian-metodikker og inkludering af centrale tværsystemiske effekter forventes at muliggøre håndtering af ko-variabilitet (herunder synlige mulige effekter af P), øge sikkerheden på parameterestimererne og give mulighed for formaliserede usikkerhedsberegninger. Endvidere forventes tværsystem modeller at kunne bidrage til</p>

EMNER	LØSNINGSFORSLAG/ PROJEKT	STATUS	KONSEKVENSER IFT IMØDEKOMMELSE AF IE ANBEFALINGER
			regressionsbaserede modeller i områder uden lange tidsserier. Udviklingen af Bayesianske tværsystemiske modeller blev anbefalet af ekspertpanelet.
UDVIKLING AF MEK. MODELLER	<p>Forbedret kalibrering og udbredelse af mek. modeller til så mange vandområder som muligt.</p> <p>Analyse af langtidseffekter af reduktioner.</p>	<p>Forbedret kalibrering er inkluderet i modeludviklingsprojekt.</p> <p>Udbredelse af mek. modeller til flere vandområder er endnu ikke planlagt/igangsat.</p> <p>Evt. håndtering af langtidseffekter af reduktioner er ligeledes heller ikke planlagt/igangsat.</p>	<p>Kritikken om kalibrering af de mekanistiske modeller vil blive adresseret igennem denne løsning.</p> <p>Øget udbredelse vil ligeledes blive adresseret igennem denne løsning.</p>
INDSATS-BEHOVSBEREGNINGER	Forbedret estimering af referenceværdier, harmonisering af metoder mellem stat. og mek. modeller og mere gennemsigtighed i beregninger (senere midling).	Referenceværdier er tænkt ind i modelanvendelsen, og harmonisering og gennemsigtighed er en naturlig del af indsatsbehovsberegningerne.	Hovedparten af kritikken er dermed adresseret.
ANDRE PRESFAKTORER END N	<p>Gennemgang af alternative presfaktorer.</p> <p>Inkludering/håndtering af andre presfaktorer end N og P, såfremt igangværende analyse kan påvise signifikant betydning for kvalitetselementerne.</p>	<p>Allerede igangsat.</p> <p>Håndtering af andre betydende presfaktorer udover næringsstofftilførsler er ikke igangsat og afventer resultat af igangværende analyse.</p>	IE fremhæver, at det næppe giver mening at se på andre presfaktorer, før de nødvendige N og P reduktioner er opnået.
MODEL SIKKERHED	Sikkerhed på referenceværdier og målbelastninger. Bør inkludere formaliserede <i>goodness of fit</i> analyser, modelsammenligninger (mek, stat) samt egentlige usikkerhedsberegninger (hvor det er muligt) og følsomhedstest.	Kan med fordel håndteres under beregning af referenceværdier og indsatsberegninger. Endnu ikke igangsat.	IE kritik ift. usikkerheder håndteres til fulde igennem disse løsninger.

EMNER	LØSNINGSFORSLAG/ PROJEKT	STATUS	KONSEKVENSER IFT IMØDEKOMMELSE AF IE ANBEFALINGER
	<p>Sikkerhed i stat. modeller.</p> <p>Sikkerhed i mek. modeller.</p>	<p>Formaliserede goodness of fit metoder anvendes under modeludvikling.</p> <p>Formaliserede usikkerhedsberegninger via Bayesian statistics. Ikke igangsat.</p> <p>Afvigelse mellem model og målinger håndteres i modeludviklingsprojekt.</p> <p>Formaliseret usikkerhedsberegning med Monte Carlo metoder er endnu ikke igangsat. Resultater fra forskningsprojektet SeaStatus kan muligvis inkluderes her for at give et estimat af modelusikkerheden.</p>	
KOORDINERET INDSATS	Samarbejde med BNI og deres modelafviklinger over mange år, eller mange års modelafvikling med IDF modellen og evt. koordinering med Tyskland.	Muligt men ikke inkluderet på nuværende tidspunkt.	Ingen specifik kritik.

5 Referenceliste

- Ackleson S (2003) Light in shallow waters: A brief research review. *Limnol. Oceanogr.* 48: 323–328.
- Allen JI, Somerfield PJ & FJ Gilbert. Quantifying uncertainty in high-resolution coupled hydrodynamic ecosystem models. *Journal of Marine Systems* 64 (2007) 3–14.
- Andersen, J.H., Harvey, T., Kallenbach, E., Murray, C., Al-Hamdani, Z., Stock, A. (2017). Under the Surface. Report L.NR. 7128-2017 DK6 by NIVA Denmark.
- Atkinson MJ & SV Smith (1983) C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol Oceanogr* 28: 568-574.
- Beven K & Freer J (2001). Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling complex environmental systems using the GLUE methodology. *J. Hydrol.* 249 (1-4), 11-29.
- Borum J & K Sand-Jensen (1996) Is Total Primary Production in Shallow Coastal Marine Waters Stimulated by Nitrogen Loading? *Oikos* 76: 406-410.
- Bracken MES & JJ Stachowicz (2006) Seaweed diversity enhances nitrogen uptake via complementary use of nitrate and ammonium. *Ecology* 87(9): 2397–2403.
- Burgman MA (2005). *Risks and Decisions for Conservation and Environmental Management*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Christensen PB et al. (1994) Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 43, p. 128.
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB & JE Smith (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135–1142.
- Ericksen AC (Ed.), Timmermann K (Ed.), Christensen JPA, Kaas H, Markager S, Møhlenberg F (2017) Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.
- EU (2018). KOMMISSIONENS AFGØRELSE (EU) 2018/229 af 12. februar 2018 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningssystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af Kommissionens afgørelse 2013/480/EU.
- Evans-White MA & HM Halvorson (2017) Stoichiometry in Green and Brown Food Webs – A Review and Meta-analysis of Freshwater Food Webs. *Front. Microbiol.* 8:1184. doi: 10.3389/fmicb.2017.01184.
- Eyre BD & AJP Ferguson (2002) Comparison of carbon production and decomposition, benthic nutrient fluxes and denitrification in seagrass, phytoplankton, benthic microalgae- and macroalgae-dominated warm-temperate Australian lagoons. *Mar Ecol Prog Ser* 229: 43-59; doi:10.3354/meps229043.
- Eyre BD & AJP Ferguson (2009) Denitrification efficiency for defining critical loads of carbon in shallow coastal ecosystems. *Hydrobiologia* 629: 137-146.

Dannisøe, J.G. (2017). Optimisation of the Nitrogen loadings to Karrebaek Fjord. Seasonal effects from nitrogen reductions. DHI rapport.

Dahl K (red.), Andersen JH (red.), Riemann B (red.), Carstensen J, Christiansen T, Krause-Jensen D, Josefson AB, Larsen MM, Petersen JK, Rasmussen MB, 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.

Daewel U, Hjøllo SS, Huret M, Ji R, Maar M, Niiranen S, Travers-Trolet M, Peck MA & KE van de Wolfshaar (2014) Predation control of zooplankton dynamics: a review of observations and models. *ICES Journal of Marine Science* 71: 254–271.

Dugdale RC & JJ Goering (1967) Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol Oceanogr* 12: 196-206.

Gardner RH & O'Neill RV (1983). Parameter uncertainty and model predictions: a review of Monte Carlo results. In: Beck, M.B. and van Straten, G. (eds) *Uncertainty and Forecasting of Water Quality*. Springer, Berlin, Germany, pp. 245–257.

Gasol JM, del Giorgio PA & CM Duarte (1997). Biomass distribution in marine planktonic communities. *Limnology and Oceanography*, 42: 1353-1363.

Gattuso J-P, Gentili B, Duarte CM, Kleypas JA, Middelburg JJ & D Antoine (2006) Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their contribution to primary production. *Biogeosciences* 3: 489–513.

Glibert PM, Madden CJ, Boynton W, Flemer D, Cynthia Heil C, Sharp J et al. (2010) Nutrients in estuaries - A Summary Report of the National Estuarine Experts Workgroup 2005–2007. <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/nutrients-in-estuaries-november-2010.pdf>.

Gustafsson E, Savchuk OP, Gustafsson BG & B Müller-Karulis (2017) Key processes in the coupled carbon, nitrogen, and phosphorus cycling of the Baltic Sea. *Biogeochemistry* 134: 301–317.

Haan et al. (1995). Statistical procedure for evaluating hydrologic/water quality models. *Trans ASAE* 38 (3), 725-733.

Haan et al. (2002). *Statistical methods in hydrology*. Second ed. Iowa State press Ames, IA.

Hale SS, Cicchetti G & CF Deacutis (2016) Eutrophication and Hypoxia Diminish Ecosystem Functions of Benthic Communities in a New England Estuary. *Front. Mar. Sci.* 3:249.doi: 10.3389/fmars.2016.00249.

Hamel RD et al. (2014). Evaluating, interpreting, and communicating performance of hydrologic/water quality models considering intended use: A review and recommendations. *Env. Modelling and softw.* 57 (2014) 40-51.

Hargrave BT (2010) Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquacult Environ Interact* 1: 33–46.

Harris P & E Baker (2011) *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat - GeoHAB Atlas of Seafloor Geomorphic Features and Benthic Habitats*. 1st edition, Elsevier, 936 p.

Hayes KR, Regan HM & Burgman HM (2007). *Environmental Risk Assessment of Genetically Modified Organisms: Vol. 3 Methodologies for Transgenic Fish*, Publisher: CAB International, Editors: A. R. Kapuscinski, K. R. Hayes, S. Li, G Dana, pp.188-208.

- Hecky RE & P Kilham (1988) Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0796>.
- Heiskanen A-S & P Tallberg (1999) Sedimentation and particulate nutrient dynamics along a coastal gradient from a fjord-like bay to the open sea. *Hydrobiologia* 393: 127–140.
- Herman PMJ, Middelburg JJ, Koppel JVD & CHR Heip (1999) Ecology of Estuarine Macro-benthos. *In Estuaries* (29 ed., pp. 195-240). (Advances in Ecological Research; No. 29).
- Howarth RW (1988) Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 89-110 doi: [org/10.1146/annurev.es.19.110188.000513](https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.000513).
- Jakobsen HH & S Markager (2016) Carbon-to-chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. *Limnol Oceanogr* 61: 1853–1868.
- Jin X et al. (2010). Parameter and model uncertainty simulated by GLUE and a formal Bayesian method for a conceptual hydrological model. *J. Hydrol.* 383 (3-4), 147-155.
- Jolliff JK et al. (2009). Summary diagrams and skill assessment for coupled hydrodynamic-ecosystem model performance: Modifications and alternatives to the Taylor diagram *Journal of Marine Systems*.
- Jørgensen BB (1995) Stoftransport og stofomsætning i Århus Bugt. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* Nr. 59, p. 284.
- Krause-Jensen D & K Sand-Jensen (1998) Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnol. Oceanogr.* 43: 396-407.
- Künitzer A et al. (1992) The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES J. mar. Sci.* 49: 127-143.
- Lehtinen S, Tamminen T, Ptacnik R & T Andersen (2017) Phytoplankton species richness, evenness, and production in relation to nutrient availability and imbalance. *Limnol. Oceanogr.* 62: 1393–1408.
- Markager S & K Sand-Jensen (1994) The physiology and ecology of light-growth relationship in macroalgae. I: *Progress in Phycological Research*, edited by: Round FE & DJ Chapman, pp. 210–266, Biopress Ltd.
- Moore JC, Berlow EL, Coleman DC, De Ruiter PC, Dong Q, Hastings A et al. (2004) Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol. Lett.* 7: 584–600. doi: [10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x).
- Neumann T & G Schernewski (2008) Eutrophication in the Baltic Sea and shifts in nitrogen fixation analyzed with a 3D ecosystem model. *J Mar Systems* 74: 592–602.
- Nilsen T. & T Aven. Models and model uncertainty in the context of risk analysis; *Reliability Engineering and System Safety* 79 (2003) 309–317.
- Nixon SW (1995) Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, and Future Concerns. *Ophelia* 41(1): 199-219.
- Oviatt C, Doering P, Nowicki B, Reed L, Cole J & J Frithsen (1995) An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Mar Ecol Prog Ser* 116: 171-179.

Pedersen MF & J Borum (1997) Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Mar Ecol Prog Ser* 161: 155-163.

Pedersen TM, Sand-Jensen K, Markager S & Nielsen SL (2014) Optical changes in a eutrophic estuary during reduced nutrient loadings. *Estuaries and Coasts* 37:880-892

Plus M, Auby I, Maurer D, Trut G, Del Amo Y, Dumas F & B Thouvenin (2015) Phytoplankton versus macrophyte contribution to primary production and biogeochemical cycles of a coastal mesotidal system. A modelling approach. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 165: 52-60.

Ptácnik R, Andersen T & T Tamminen (2010) Performance of the Redfield Ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems* 13: 1201–1214.

Redfield AC, Ketchum BH & FA Richards: The influence of organisms on the composition of seawater. I *The Sea. Ideas and observations on progress in the study of the sea*. New York, 1963.

Rees TAV (2003) Safety factors and nutrient uptake by seaweeds. *Mar Ecol Prog Ser* 263: 29–42.

Ritter C & PA Montagna (1999) Seasonal hypoxia and models of benthic response in a Texas Bay. *Estuaries* 22:7–20. doi:10.2307/1352922

Seitzinger S, Harrison JA, Böhlke JK, Bouman AF, Lowrance R, Peterson B, Tobias C & G van Drecht (2006) Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications* 16(6): 2064–2090.

Schernewski G, Friedland R, Carstens M, Hirt U, Leujak W, Nausch G, Neumann T, Petenati T, Sagert S, Wasmund N, von Weber M. (2015) Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. *Marine Policy* 51:305-321.

Shirmohammadi A et al. (2017). Uncertainty in TMDL models. *Trans ASABE* 49 (4), (2006) 1033-1049. Smith DR, Jarvie HP & MJ Bowes (2017) Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Stoichiometry and Eutrophication in River Thames Tributaries, UK. *Agric. Environ. Lett.* 2:170020, doi:10.2134/ael2017.06.0020.

Spilling K, Ylöstalo P, Simis S & J Seppälä (2015) Interaction effects of light, temperature and nutrient limitations (N, P and Si) on growth, stoichiometry and photosynthetic parameters of the cold-water Diatom *Chaetoceros wighamii*. *PLoS ONE* 10(5): e0126308. doi: 10.1371/journal.pone.0126308.

Steckbauer A, Duarte CM, Carstensen J, Vaquer-Sunyer R & DJ Conley (2011). Ecosystem impacts of hypoxia: thresholds of hypoxia and pathways to recovery. *Environ. Res. Lett.* 6: 1–12. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025003.

Steemann Nielsen E (1975) *Marine Photosynthesis with Special Emphasis on the Ecological Aspects*. Elsevier, Amsterdam: 141 pp.

Steenbergen NV et al (2012). A non-parametric data based approach for probabilistic flood forecasting in support of uncertainty communication. *Env. Model. Softw.* 33, 92-105.

Sturdivant SK, Diaz RJ, Llanso R & DM Dauer (2014) Relationship between hypoxia and microbenthic production in Chesapeake Bay. *Estuar Coasts* 37: 1219–1232. doi:10.1007/s12237-013-9763-4.

Sutcu A & E Kocum (2017) Phytoplankton stoichiometry reflects the variation in nutrient concentrations and ratios in a nitrogen-enriched coastal lagoon, *Chemistry & Ecology*, 33(5): 464-484, DOI: 10.1080/02757540.2017.1316492.

Søndergaard, M., Kronvang, B., Pejdrup, M. & Sand-Jensen, K (Eds) (2006). Water and Weather in a 100 years. Climate Changes and the Danish Aquatic Environment. Hovedland (in Danish).

Taylor KE (2001). Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram, *Journal of Geophysical Research*, 106, 7183-7192.

Thrane J-E, Hessen DO & T Andersen (2016) The impact of irradiance on optimal and cellular nitrogen to phosphorus ratios in phytoplankton. *Ecology Letters* 19: 880-888.

Vaquier-Sunyer R & Duarte CM (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.* 105: 15452–15457. doi:10.1073/pnas.0803833105.

Villnäs A, Norkko J, Lukkari K, Hewitt J & A Norkko (2012). Consequences of increasing hypoxic disturbance on benthic communities and ecosystem functioning. *PLOS ONE* 7:e44920.doi:10.1371/journal.pone.0044920.

Wasmund N, Dutz J, Pollehne F, Siegel H, ML Zettler (2017) Biological Assessment of the Baltic Sea 2016. *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 105 (2017) DOI: 10.12754/msr-2017-0105.

Wurtsbaugh WA & W Lewis III (2009) Nutrient limitation of phytoplankton by nitrogen and phosphorus: erosion of the phosphorus paradigm. *Am. Soc. Limnol Oceanogr*, Nice, France.

BILAG



AARHUS UNIVERSITET



BILAG A – Indikatorer

Modelbaserede miljøkvalitetsindikatorer



AARHUS UNIVERSITET



A Potentielle miljøkvalitetsindikatorer

Miljøindikatorer er et helt centralt begreb i implementeringen af Vandrammedirektivet, og de skal grundlæggende have følgende egenskaber: 1) være centrale ift. de biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, bundvegetation, bundfauna) eller støtte-elementerne (fysisk-kemiske parametre) 2) respondere på presfaktorer og 3) have veldefinerede grænseværdier for tilstandsklasser.

Udover de nævnte VRD-kriterier for egnede indikatorer er det også hensigtsmæssigt, at indikatorerne kan modelleres, således at de direkte kan indgå i modelberegninger, som ligger til grund for VRD implementeringen. Marine modeller er simplifikationer af de akvatiske økosystemer og har derfor klare begrænsninger i antallet af strukturelle komponenter, fx. arter og populationer. Modellerne har således udfordringer med at beskrive/forudsige indeks som "biodiversitet" og forekomst af særligt følsomme arter eller "ikke hjemmehørende arter".

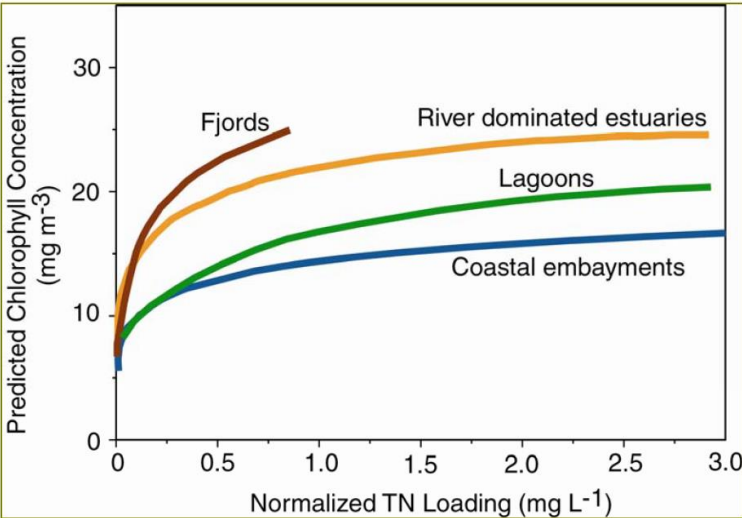
Det er langt fra trivielt at udvikle og udvælge egnede indikatorer, idet enhver indikator vil have både styrker og svagheder. Ideelt set bør VRD-indikatorer være følsomme over for og reagere på antropogene påvirkninger, være mindre følsomme over for naturlige (fx meteorologiske) påvirkninger og kunne anvendes på tværs af forskellige økolyper. En ideel indikator bør altså reagere på den stressor som adresseres, have en lav naturlig variabilitet samt give et respons, der kan skelnes fra naturlig variation. Oplagte indikatorer kunne være "pelagisk primærproduktion" og "iltforbrug i sedimentet", som både ved målinger og i modeller er vist at reagere på variationer i tilførslen af næringsstoffer. Den ideelle indikator findes dog ikke, og pga. adskillige feed-back mekanismer i økosystemerne kan følsomheden overfor antropogene påvirkninger variere og evt. skifte retning. Man bør derfor basere statusbedømmelser på mere end én indikator.

A.1 Afprøvning af miljøindikatorer

Baseret på litteraturen er der udvalgt en række indikatorer, som afspejler grundlæggende forhold (fx næringsstofkoncentrationer) eller økosystemprocesser såsom primærproduktion og dels fordeling på pelagiske og bentiske producenter. Det anbefales, at enkelte indikatorer allerede nu testes, fx ved at udtrække modeldata fra allerede gennemførte modelkørsler (VOP2 baseline + NP reduktioner) for Limfjorden, og de enkelte kandidatindikatorers respons på ændret næringstilførsel kvantificeres, og robustheden (følsomhed på tværs af stationer/områder i Limfjorden) og variation mellem år undersøges. Efterfølgende kan kandidatindikatorer rangeres efter deres følsomhed og robusthed.

De statistiske undersøgelser kan gennemføres ved PLS-regression, hvor TN- og TP-tilførsler er gennemgående uafhængige variable. Yderligere analyser vil også kunne anvende TN og TP (årgennemsnit), samt vinter-DIN og PO₄-P som uafhængige variable.

Tabel A-1: Oversigtstabel over potentielle indikatorer, som kunne indgå i udviklingen frem mod VOP3. Indikatorerne bør testes for respons til presfaktorer, ligesom de skal kobles til kvalitetselementer, og der bør i videst muligt omfang etableres grænseværdier for tilstandsklasser. En del af de potentielle indikatorer er alene model-baserede; forstået på den måde, at der ikke findes tilsvarende måledata fra det marine overvågningsprogram.

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
0		TN-tilførsel (t/ha/år)	<p>Kvælstof anses generelt for det mest begrænsende næringsstof i havet og størrelsen af tilførsler af kvælstof fra land og atmosfære til fjorde, kystvande og åbne farvande påvirker størrelsen af den akvatiske produktion samt biomassen af planktonalger og enårige makroalger, med afledede effekter på vandets gennemsigtighed. Afhængig af områdernes typologi (dybde, ferskvandets opholdstid osv.) vil sammenhængen mellem N-tilførsel og realiseret biologisk effekt (fx koncentration af klorofyl) variere – se Figur A-1.</p>  <p>Figur A-1: Sammenhæng mellem TN tilførsel og klorofyl-a koncentrationer.</p> <p>I åbne farvande såsom Kattegat og Nordsøen er de største N-tilførsler domineret af udvekslinger med tilgrænsende farvande.</p>	Glibert 2010
0		TP-tilførsel (t/ha/år)	<p>Fosfor anses generelt for det mest begrænsende næringsstof i ferskvand (søer), men algernes produktion om foråret viser i stigende grad tegn på fosforbegrænsning i fjorde og kystvande i takt med, at tilførslerne fra land er</p>	

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
			markant reduceret. I dag er de åbne farvande (via tilførsler fra Østersøen og Skagerrak) den største P-kilde til de åbne fjorde.	
0	P	TN (jan-dec) – mg/m ³	Koncentrationen af Total kvælstof (TN) i vandsøjlen afspejler næringsrigdommen i et vandområde. TN består af alle N-forbindelser (NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ og NH ₄ ⁺ , partikulært organisk N (PON), opløst organisk N (DON)) i vandet. I modsætning til de uorganiske forbindelser (DIN) er PON og DON kun delvist tilgængelige for planktonsystemet. TN og PON alene eller i kombination med koncentrationen af DIN og P-forbindelser kan anvendes til karakterisering af næringsrigdommen og graden af næringsbegrænsning. Hvis TN domineres af DON (som i Østersøen), er korrelationen mellem TN og Chl-a væsentligt ringere end korrelationen mellem TP og Chl-a; det behøver dog ikke at betyde, at primærproduktionen er mere styret af fosfor end kvælstof. Det viser blot, at en betydelig del af DON ikke er umiddelbart tilgængelig for primærproducenterne.	
0	P	DIN (dec-feb) – mg/m ³	Koncentrationen af uorganisk kvælstof (DIN) bestående af NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ og NH ₄ ⁺ er forbindelser, som direkte kan optages af alger, når lysintensiteten stiger i februar-marts. N-saltene stammer fra landafstrømning via vandløb, tilførsler fra tilgrænsende farvande samt mineraliseret N-holdigt organisk stof fra sedimenter og vandsøjle. Koncentrationen af DIN umiddelbart inden algernes begyndende forårsblomst kan give oplysning om den maksimale koncentration af klorofyl, der kan forventes; i Kattegat vil en typisk koncentration på 100 mg DIN/m ³ kunne resultere i en klorofylkoncentration på 20 mg/m ³ under forårsblomsten. Ofte vil den maksimale koncentration dog være lavere pga. af en løbende nedsynkning og græsning af alger under oplomstringen.	Helcom/IOW
0	P	TP (jan-dec) – mg/m ³	Ligesom for kvælstof afspejler koncentrationen af Total fosfor (TP) i vandsøjlen næringsrigdommen i et vandområde. TP består af forbindelsen fosfat (PO ₄ ³⁻), partikulært organisk P (POP) samt opløst organisk P (DOP) i vandet. I modsætning til DON anses DOP for mere biotilgængelig især i Østersøen. Sammenlignet med TN anses TP som et bedre indeks for næringsrigdommen, fordi en større del er omsættelig.	
0	P	PO ₄ -P (dec-feb) – mg/m ³	Den vigtigste kilde til fosfat i Østersøen er frigivelse fra sedimenterne i de dybe områder, som er udsat for mere eller mindre permanent iltfrie forhold. Fosfatet bringes til overfladevandet ved vinddrevet opvæld (typisk langs kyster) eller ved medrivning (erosion af skillefladen) under vinterstorme. Koncentrationen i	Helcom/IOW

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
			februar-marts varierer rumligt og tidsligt mellem 20 og 45 mg/m ³ . Ved høje vinterkoncentrationer er der øget risiko for kraftige opblomstringer af blågrøn-alger. Om potentialet udløses, er dog styret af vejret om sommeren.	
0	P	Begrænsende næringsstoffer (PON+DIN): (POP+DIP) DIN:TP (Østersøen).	I gennemsnit indeholder planktonalger kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) i det molære (såkaldte Redfield) forhold 106 C: 16 N: 1 P. Dette forhold blev længe set som en universel sammenhæng, der afspejler forholdet mellem elementernes forekomst i oceanerne. Større afvigelser fra N:P-forholdet på 16:1 i tilførsler, i koncentrationer af opløste og/eller i partikulære næringsstoffer eller i planktonalger er tolket som, at primærproducenterne er begrænset af enten kvælstof (N:P forhold < 10) eller fosfor (N:P forhold > 25). I de seneste 20 år er opfattelsen af Redfield-forholdet blevet mere nuanceret med inddragelse af påvirkning fra lysintensitet.	Redfield 1963 Wurtsbaugh 2009 Elser 2007 Thrane 2016 Howarth 1988 Hecky 1988 Oviatt 1995 Spilling 2015 Ptacnik 2010 Smith 2017
0	P-B	K _d (/m)	Lysets indtrængen i vandet er en nøgleparameter for både pelagiske og bentiske mikroalger samt for makroalger og rodfæstede planter. Dæmpning af lyset i vandet har vigtige økologiske implikationer såsom begrænsning af bundplanters udbredelse. En stor fotisk dybde er grundlaget for veludviklede bestande af bundplanter – inkl. mikrobentiske alger, som bidrager til produktion af ilt til bundvandet.	Krause-Jensen 1998 Ackleson 2003
0	B	Areal (%) af havbund med lys > 5%, > 15% af indstrålingen ved vandoverfladen.	I fjorde og kystvande kan bundlevende planter bidrage væsentligt til den samlede primærproduktion, hvis lysforholdene ved bunden er "gode". Traditionelt anses lysniveauer på 5% og 15% af indstrålingen ved overfladen at være tilstrækkelige for udvikling af henholdsvis makroalger og ålegræs. I lavvandede fjorde (som de danske) er bundlevende planter de vigtigste primærproducenter i "klimakssamfundet", dvs. under referenceforhold. Sammenlignet med en planktonisk primærproduktion sker nedbrydningen af bundplanternes produktionen langsommere pga. af høje C:N- og C:P-forhold i detritus, under langstrakt iltforbrug og af "specialister" som detritusædere, der opnår væsentlig højere biodiversitet end i den klassiske græsserfødekæde. <i>Modelbaserede opgørelser af havbundsarealer med tilstrækkelige lysforhold til bentisk produktion kan vise, om udviklingen går i den ønskede retning i at få genetableret bestande af makroalger og havgræsser.</i>	Krause-Jensen 1998 Moore 2004 Evans-White 2017 Gattuso 2006

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
0	B	Areal (%) med erosionsbund - Tau > 0,15 Pa; Areal (%) med akkumuleringsbund Tau < 0,04 Pa.	<p>Overordnet struktureres bentiske habitater af de fysiske forhold, især hastigheden af bundstrømme eller på lavt vand jævnlig bølgepåvirkning. Erosionsbunde karakteriseres af groft sediment med lavt indhold af organisk stof, og afhængigt af dybde og substrat vil erosionsbunde favorisere filtrerende dyr, mens detritusædere ikke kan etablere bestande, fordi tilgængeligheden af detritus på sedimentoverfladen vil være lav eller kortvarig. Pga. vedvarende høj strømhastighed er risikoen for iltvind meget lav. Omvendt er depositionsbunde karakteriseret af lave strømhastigheder, højt organisk indhold i sedimentet, dominans af detritusædere og større risiko for iltstænkninger.</p> <p><i>Fordeling af erosions- og akkumuleringsområder forventes ikke at variere mellem årene, men identifikation af erosions- og akkumuleringsbunde vil understøtte tolkningen af faunaudbredelse og iltvindrisiko.</i></p>	Hermann et al. 1999 Harris 2011 Künitzer 1992
0	B (sediment)	C:N, C:P gennemsnit i dybde-interval: 3-6m, 6-9m, 9-12m, 12-18 m, > 18 m. SOC/SON – SOC/SOP (ratios).	<p>Indholdet af organisk kulstof, kvælstof og fosfor – og deres indbyrdes forhold i marine sedimenter varierer med oprindelsen (fx. plantemateriale fra land, ålegræs, lokalt producerede alger), omsætningsrater i sedimentet, alderen af det organiske materiale osv. Stor næringsrigdom favoriserer planktonalger og enårige makroalger med lavt C:N- og C:P-forhold og resulterer i let omsætteligt organisk stof i sedimentet og dermed større risiko for forringede iltforhold i sedimentet og iltstænkninger i bundvandet. Omvendt vil sediment med høje C:N og C:P forhold have et lavt iltforbrug pga. nærings-begrænsning i nedbryderkæden. Flere undersøgelser har også dokumenteret en relativt større denitrifikation i sedimenter med høje C:N- og C:P-forhold end i sedimenter domineret af lokal planktonproduktion.</p> <p><i>Skift i primærproduktionens fordeling mellem plankton og bundplanter vil føre til ændringer i forholdene mellem organisk kulstof på den ene side og organisk kvælstof og fosfor på den anden side. Dette vil (langsomt) blive afspejlet i sedimentet på akkumulationsbunde og være med til at dokumentere udviklingen i fordelingen mellem planktonalger og større bentiske planter.</i></p>	Eyre 2002 Eyre 2009
0	B	Iltkonc. < 4 mg/l & varighed (> 14 dage; > 30 dage) Iltkonc. < 2 mg/l & varighed (> 14 dage; > 30 dage) Iltkonc. < 1 mg/l & varighed (> 14 dage; > 30 dage).	<p>Iltstænkninger er den største trussel for bundlevende organismer og bunddyrssamfund. Afhængigt af iltkoncentration, varighed og hyppighed af iltstænkninger reduceres diversiteten, biomassen og størrelsessammensætningen i bunddyrssamfundene. Selv efter én enkelt iltstækning (< 2 mg O₂/l) kan det tage flere år, inden bunddyrssamfund er fuldt reetableret.</p>	Villnäs 2012 Hale 2016 Vaquer-Sunyer 2008 Steckbauer 2011 Sturdivant 2014 Ritter 1999

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
0	B (sediment)	2-D 90-% af H ₂ S i sediment.	<p>Sammen med ilt-sænkninger i bundvandet er ophobning af sulfid (incl. H₂S) i sedimentet en alvorlig presfaktor for den gravende fauna. Omfattende undersøgelser har vist, at artsantal og diversitet reduceres, når koncentrationen af frie sulfider ((Σ S²⁻, HS⁻, H₂S) overstiger 25 mg/kg og reduceres til 1/10 ved en sulfidkoncentration på 350-500 mg/kg.</p> <p><i>Koncentrationen af H₂S i sedimentet supplerer målinger og modelbestemmelser af iltforhold i bundvand pga. forsinkelseeffekter i udvaskning af sulfid fra sedimentet.</i></p>	Hargrave 2010
0	P→B	<p>Årlig DC+PC+ZC+B(I+II+III)C sedimentation (total & g/m²)</p> <p>Årlig DN+PN+ZN+B(I+II+III)N sedimentation (total & /m²)</p> <p>Årlig DP+PP+ZP+B(I+II+III)P sedimentation (total & /m²).</p>	<p>Sedimentation af organisk kulstof, kvælstof og fosfor sætter en øvre grænse for sedimentets iltoptag, samt for remineralisering til NH₄⁺, PO₄³⁻. Det sedimenterede materiale består af lokalt produceret organisk stof, organisk stof produceret på lavere vanddybder samt terrigent materiale. Afhængigt af vanddybder og hydrodynamik i de bundnære lag kan sedimentationen være blivende eller temporær.</p> <p><i>År-til-år variation i sedimentationen kan forventes drevet af variation i primærproduktion og temperatur i senvinter-forår. Ved stor sedimentation af let-omsætteligt materiale (lavt POC/PON forhold) er der øget risiko for iltvind i sensommeren.</i></p>	Heiskanen 1999 Wasmund 2017
0	B	<p>Årlig NH₄-N prod (remin) (total & /m²)</p> <p>Årlig DIP prod (remin) (total & /m²).</p>	<p>Omkring 20% af den pelagiske primærproduktion (og 100% af den bentiske PP) sedimenterer og omsættes på og i havbunden i dybere (>15 m) åbne områder, mens sedimentet og tilknyttede organismer spiller en langt større rolle i de lavvandede fjorde. Sammenligning af pelagisk og bentisk remineralisering er med til at karakterisere vandområder.</p> <p><i>I vandområder domineret af "kystvande" kan forventes en varierende fordeling mellem bentisk og pelagisk mineralisering. I forløbet mod "reference-forhold" forventes en relativ øgning i den bentiske remineralisering.</i></p>	Jørgensen 1995 Christensen 1994
0	B	Årlig Denit+anamox (total & /m ²).	<p>Denitrifikation og Anamox er de vigtigste processer, som fjerner kvælstof fra det akvatiske miljø. Overordnet skaleres N-fjernelsen til vandets opholdstid, og i områder med lang opholdstid (> 25 år) som Østersøen fjernes omkring 80% af det tilførte kvælstof.</p> <p><i>Ændringer i sedimentationen af organisk stof (mængde og C:N-forhold) vil føre til ændringer i denitrifikationen i sedimentet</i></p>	Seitzinger 2006

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
1	P	Årlig Plank PP (total & /m ²).	<p>Planktonalgernes primærproduktion er den vigtigste proces i dybere akvatiske systemer, hvor niveauet afspejler systemets produktivitet og næringsrigdom.</p> <p><i>Primærproduktionen skalerer til næringstilførslen (ekstern eller remineralisering) og er udgangspunkt for sekundærproduktion, respiration, sedimentation og potentiel ilt-sænkning i bundvandet.</i></p>	Steemenn Nielsen 1975
1	P	Årlig Plank N-fix (total & /m ²).	<p>Kolonidannende blå-grønne og N-fikserende bakterier kan dominere primærproducenterne i brakvandsområder, især i varme stille perioder. Sammenlignet med planktonalger har de en konkurrencefordel i vandmiljøer, hvor primærproduktionen er kvælstofbegrænset, fx i den centrale del af Østersøen. Ud over at fikserer kvælstof til eget forbrug "tabes" op til 25% af det fikserede N₂ som NH₄-N til de omgivende vandmasser.</p> <p><i>Kvælstoffixeringen i Østersøen bidrager med mellem 300.000 og 800.000 tons N per år, og man kan forvente varierende N-tilførsler fra Østersøen til indre danske farvande påvirket af meteorologien om sommeren.</i></p>	Neumann 2008
1	P	NO _x :(Σ(NH ₄ +NO _x)) optag i planktonalger (dybde-integ).	<p>Optag af oxideret kvælstof (NO_x) i forhold til det totale N-optag (af NO_x + NH₄) udtrykker den såkaldte "ny-produktion", dvs. andelen af produktionen som baseres på tilførsler fra land (domineret af NO₃) eller opvæld af bundvand indeholdende mineraliseret og nitrificeret kvælstof.</p> <p><i>I takt med reduktion i landbaserede N-tilførsler til danske vandplanområder forventes en aftagende "ny produktion" (og stigende "regenereret produktion") fra de lukkede fjorde, via kystvande til åbne farvande.</i></p>	Dugdale 1967 Kaas 1990
1	B	Årlig makroalge/havgræs PP (BCI-III) (total & /m ²).	<p>Makroalger og havgræsser er de naturligt dominerende primærproducenter i lavvandede kystområder med egnet bundsubstrat. Sammenlignet med planktonalger er deres næringsstofkrav lavere – men lyskravet højere. De har således en konkurrencefordel i klartvandede områder med lav næringsrigdom. Hovedparten af bundplanternes produktion omsættes gennem detritusfødekæden, som vil være dominerende under referenceforhold - hvis bundsubstratet tillader.</p> <p><i>I takt med reduktion i landbaserede N-tilførsler til danske vandplanområder forventes øget lysintensitet ved bunden og dermed øget primærproduktion hos bundplanter.</i></p>	Borum 1996 Atkinson 1983

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
1	B	NOx:($\sum(NH_4+NOx)$) optag og N-akkumulering i makroalger (BCI-II).	Flerårige makroalger er i stand til at akkumulere næringsstoffer i perioder med høje koncentrationer (primært om vinteren) og senere indbygge kulstof, når lysindstråling øges om foråret. Hos store brunalger er det maksimale N-optag højest for nitrat, som dominerer det uorganiske kvælstof om vinteren. <i>Forbedrede vækstforhold ved øget lysintensitet ved bunden vil øge potentialet for bundplanters vækst og en temporær akkumulering af næringsstoffer, som gøres utilgængelig for planteplankton.</i>	Bracken 2006 Markager 1996 Pedersen 1997 Rees 2003
1	P-B	Bentisk: Pelagisk PP (total & /m ²)	Forholdet mellem bentisk og pelagisk produktion forventes at øges under oligotrofiering pga. bedre lysforhold, der vil favorisere makroalger og øge betydning af detritus-fødekæden på bekostning af græsning-fødekæden.	McGlathery 2001; Plus 2015 Borum 1996 Gattuso 2006
1&2	P	Pelagisk-C Auto:Hetero (maj-sep) dybdeintegr.	Forholdet mellem planktonalger og deres græssere i de frie vandmasser varierer med næringsrigdommen (↑) og temperaturen (↓). Ved stor næringsrigdom (som i fjorde) kan de pelagiske græsser ikke fuldt kontrollere biomassen af alger og ved højere temperaturer øges græssernes aktivitet og muligheden for græsningskontrol af algerne.	Gasol 1997
1	P	$\sum(PC1,PC2,PC3)/Chla$ Gns. jun-sep 0-10m.	Nye undersøgelser har vist, at C:Chla forholdet øges under oligotrofiering; <i>Det undersøges, om den anvendte ECOLab model har beskrivelser, som kan reproducere resultater eksisterende undersøgelser.</i>	Jakobsen 2016 Spilling 2015
1	B	Peak biom. af ålegræs Peak biom. af per. M-algae Peak biom. af ann. M-algae.	Fordeling af bundlevende planter - enårige og flerårige makroalger samt havgræsser (ålegræs) afspejler dels substratsammensætning, lysforhold ved bunden og graden af næringsrigdom. Under næringsreduktion (oligotrofiering) forventes en øgning i flerårige makroalger på bekostning af enårige makroalger (såkaldte eutrofieringsbetingede alger) samt en højere biomasse og udbredelse af ålegræs.	Nixon 1995 Borum 1996
2	P	ZC-prod/år - /m ² ZC-“prædation” /år - /m ²	I de åbne og dybe farvande udgør zooplankton (encellede og flercellede) 2./3. led i græsningsfødekæden og udgør bindeleddet mellem primærproduktionen og føden for pelagiske fisk. I mekanistiske modeller er zooplankton normalt det højeste trofiske niveau, som modelleres dynamisk. <i>In-situ</i> undersøgelser i de åbne indre farvande har vist, at zooplankton er prædator-kontrolleret fra juni til oktober med daglige tabsrater mellem 5 og 15% per dag, dvs. at i denne periode kanaliseres størstedelen af zooplankton nettoproduktion videre til højere led i fødekæden.	Daewel 2014

Trofisk niveau	Pelagisk-bentisk	Indikator	Argument	Reference
			<p><i>Produktionen og "prædationen" af mesozooplankton opgøres på farvandsniveau for at kvantificere den potentielle planktivore føderesource, og hvordan denne reagerer på oligotrofiering.</i></p>	



AARHUS UNIVERSITET



BILAG B – Modelsikkerhed

Mekanistiske modeller



AARHUS UNIVERSITET



B Modelsikkerhed i mekanistiske modeller

Overordnet set er alle typer af modeller reelt set en simplificeret, begrænset og pragmatisk reproduktion af en virkelighed. Med andre ord kan mekanistiske modeller også beskrives som en simplificeret repræsentation af et prædefineret udsnit af en kompleks virkelighed (Nilsen & Aven, 2003).

I henhold til den internationale evaluering vurderes de mekanistiske modeller benyttet i VOP2 som state-of-the-art og meget omfangsrige i deres beskrivelse. Derudover anbefaler ekspert panelet, at de mekanistiske modeller udbredes til så mange vandområder som muligt.

De benyttede mekanistiske modeller repræsenterer en kompleks beskrivelse af processer og interaktioner, omfattende et (forenklet) økosystem, herunder eksempelvis inklusive sedimentpuljer af næringsstoffer, bentiske primærproducenter og belastningsopgørelser fra andre lande end DK. Modellerne hviler på en række (dokumenterede) parametriseringer og antagelser, men netop fordi modellerne beskriver en simplificeret, begrænset og pragmatisk reproduktion af virkeligheden, er modellerne naturligvis også forbundet med en række usikkerheder. Og som så mange andre modeller øges modellens usikkerhed sig, jo længere man bevæger sig væk fra kalibreringspunkterne, og jo flere ordner man kommer væk fra de parametre, modellen er kalibreret imod (modellen kalibreres med målinger, men ikke alle parametre måles og disse kan derfor ikke kalibreres direkte).

I forbindelse med kalibrering og validering af modellen (som i sig selv kan tjene som mål for modellens usikkerhed) er der endvidere optimeret på procesbeskrivelsen og parametriseringen. I kalibreringsprocessen kan usikkerheden således i teorien både reduceres eller øges, alt afhængig af den tilgængelige viden – eller mangel på samme – og enhver mekanistisk model kan således i teorien opnå et godt "fit" af de forkerte grunde (usikkerheden er epistemisk).

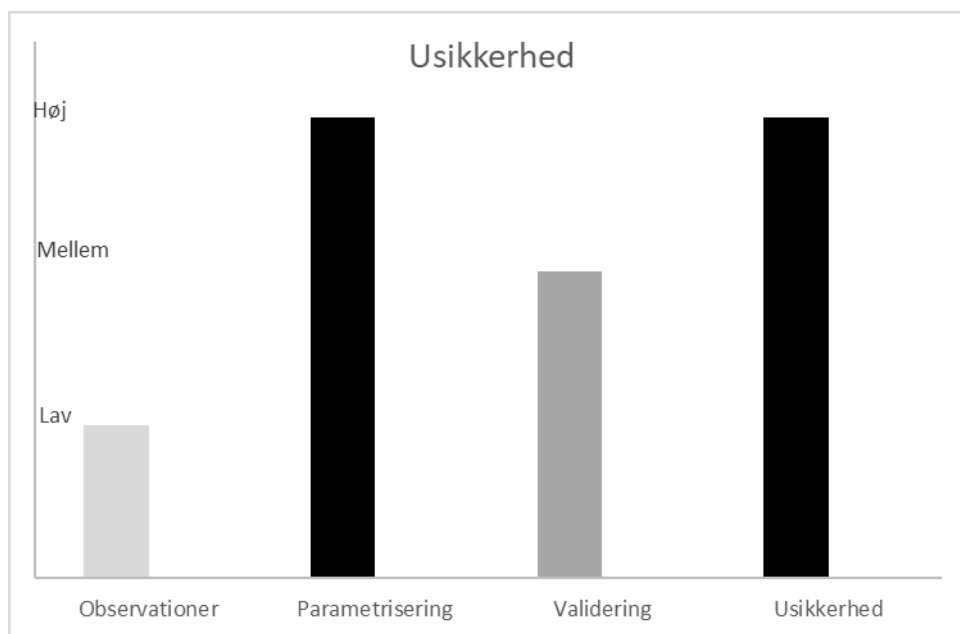
Derudover er der også usikkerheder forbundet med observationer af virkeligheden, fx fra målefejl eller utilstrækkelige replikater (Allen *et al.* 2007). Endvidere kommer en del af de mekanistiske modellers drivdata fra andre modeller, såsom meteorologiske modeller etc., og for disse modeller er der ligeledes tilknyttet en usikkerhed.

Det er derfor ikke en triviel øvelse at definere mekanistiske modellers usikkerhed. Det skyldes grundlæggende, at modellerne repræsenterer komplekse dynamiske interaktioner mellem en lang række modelinput (fx kildedata), forceringer (fx meteorologi), tilstandsvariabler og modelparametriseringer (fx henfaldsrater, mineraliseringsrater og vækstrater). Alle elementerne er forbundet med en usikkerhed, men disse usikkerheder er ikke additive (Nilsen & Aven, 2003).

Der er dog et stigende behov for at definere modelusikkerhed og kommunikere dette i forbindelse med forvaltning, lovgivning og generel modelformidling (eg., Van Steenbergen *et al.* (2012) og Shirmohammadi *et al.* (2006)).

Metoder til definition af modelusikkerhed kan deles op i kvalitative og kvantitative metoder.

- Den kvalitative metode er grundlæggende baseret på pålideligheden af de måledata, som modellen kalibreres og valideres imod og pålideligheden af modelinput (fx kildedata), forceringer (fx meteorologi), tilstandsvariabler og modelparametriseringer. Kan pålideligheden af disse data og input fastslås som "høj", og er det endvidere dokumenteret, at modellen har en acceptabel "performance", baseret på veldefinerede og anerkendte statistiske metoder, så er det rimeligt at fastslå, at modellen har "high accuracy" eller lav usikkerhed (Hamel *et al.* 2014). Usikkerheden bør defineres ved "laveste fællesnævner", således at det altid er den parameter med højeste usikkerhed, der definerer den overordnede modelusikkerhed.



Figur B-1: Modelusikkerhed.

Med hensyn til valideringen så konkluderer Jolliff *et al.* (2009) at; “there exists no widely accepted standard statistical and graphical method to summarize the comparison of coupled model results with observations” og foreslår “Taylor diagrammet” (Taylor 2001), som standardmetode til præsentation og evaluering af statistiske sammenligninger af mekanistiske modeller og observationer i forbindelse med modelvalidering og vurdering af modelperformance som funktion af en enkelt parametrisering.

- De kvantitative metoder omfatter fx *first-order approximation* (Haan *et al.* 2002), *Bayesian methods* (fx Jin *et al.* 2010), *generalized likelihood uncertainty estimation* (GLUE) (Beven & Freer 2001) og Monte Carlo simuleringer (Haan *et al.* 1995). I dette afsnit vil det ikke blive redegjort for alle metoder, men kun Monte Carlo simuleringer.

Monte Carlo er baseret på gentagne modelafviklinger, hvor effekten af fx den statiske variation af en forudbestemt modelparameter på modelresultaterne testes ved afvikling af et ofte meget højt antal modelkørsler (Hayes *et al.* 2007). Afvikling af regionale 3D mekanistiske modeller som modellen for indre danske farvande (IDF modellen) er dog tids- og CPU krævende. Dette begrænser antallet af modelparametre, der kan testes i Monte Carlo simuleringerne, samt hvor mange niveauer af statiske variation for den valgte parameter der kan indgå i analysen. Ved anvendelse af Monte Carlo simuleringer som kvantitative metode til analyse af 3D mekanistiske modeller er det derfor påkrævet, at der foretages en kvalitativ vurdering af de data, der indgår i modellen og en efterfølgende udvælgelse af, hvilke der bør testes i Monte Carlo simuleringerne (Figur 7.2 / Figur B-2). Dernæst skal den statistiske fordeling af den udvalgte modelparameter/data defineres. Dette kan fx baseres på de probabilistiske egenskaber af modelparameter/data, der modelleres, den empiriske fordeling af data eller ekspertvurderinger (Gardner & O’Neill, 1983), (Burgman 2005). Det skal påpeges, at Monte Carlo simuleringer som udgangspunkt antager, at input parametre er uafhængige eller i bedste fald lineært afhængige ud fra forudbestemt korrelation (fx afstrømning og næringsstofbelastning). En skematisk fremstilling af metoden fremgår af Figur 7.2 / Figur B-2 nedenfor.

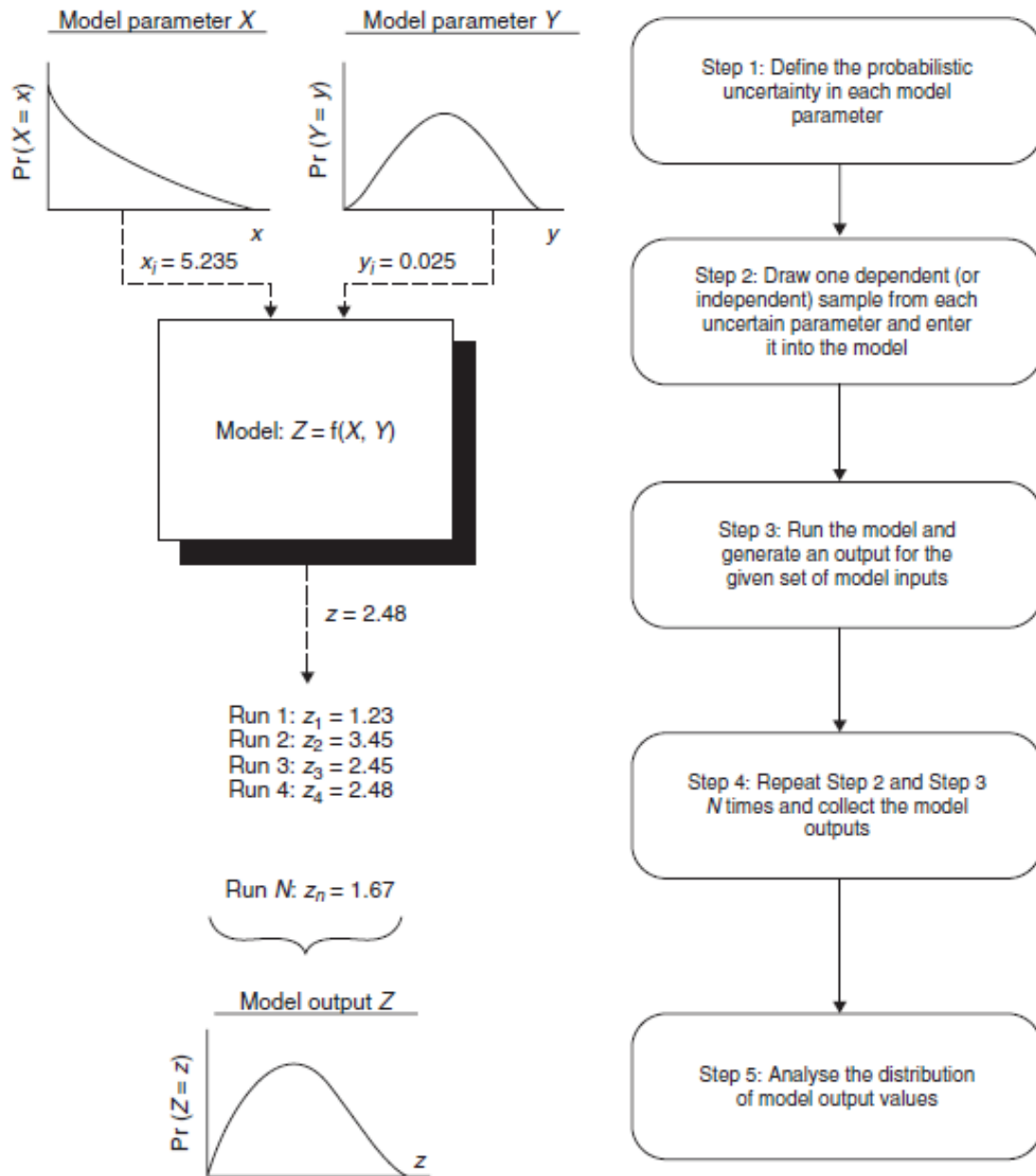


Fig. 7.2. Schematic and flowchart of a first-order Monte Carlo simulation. Monte Carlo simulation methods are commonly used to characterize the variability in model inputs parameters (X and Y) and explore the effect of this variability on the model output (Z). (Reprinted from Cullen and Frey, 1999, with permission of Springer Science and Business Media.)

Figur B-2 Monte Carlo simulation methods.



AARHUS UNIVERSITET

