

Miljø- og Fødevareudvalget 2017-18  
(Omtryk - 05-12-2017 - Dansk udg. af resume og rapport vedlagt) MOF Alm.del Bilag 35  
Offentligt

Miljø- og Fødevareudvalget 2017-18  
MOF Alm.del Bilag 35  
Offentligt

## International evaluering af de danske havmodeller

---

*Foretaget af panelet af internationale eksperter*



**10. oktober 2017**

Implement Consulting Group  
Strandvejen 54  
2900 Hellerup

Tel +45 4586 7900  
Email [info@implement.dk](mailto:info@implement.dk)  
[implementconsultinggroup.com](http://implementconsultinggroup.com)

CVR 32767788  
Bank 4845-3450018236  
SWIFT DABADKKK  
Iban DK3030003450018236

# Indholdsfortegnelse

---

1.	Indledning .....	1
1.1	Evalueringens formål og fokus.....	2
1.2	Evalueringens grundlag og forløb .....	3
1.3	Evalueringsrapportens indhold og struktur.....	6
1.4	Fremtidig udvikling efter evalueringen .....	6
2.	Overensstemmelse med vandrammedirektivet.....	8
2.1	Referenceforhold og fastlæggelse af grænser .....	8
2.2	Valg af indikatorer.....	9
2.3	Interkalibrering .....	10
2.4	“Én ude, alle ude” .....	11
2.5	Andre stressfaktorer i økosystemet .....	11
3.	Kystvandstypologi .....	13
3.1	Den grundlæggende ide bag typologi .....	13
3.2	Den danske typologi .....	13
3.3	Den danske typologis egnethed.....	14
3.4	Det danske monitoringsprogramms egnethed .....	14
3.5	Forslag til en ændret tilgang .....	15
3.6	Blik mod udlandet .....	15
4.	Anvendelsen af søgræs og Kd som miljøindikatorer.....	16
4.1	Kd som en indikator for det biologiske element “bentisk vegetation, makroalger og angiospermae” 16	
4.2	Andre indikatorer anvendt i den statistiske model.....	19
5.	Fokus på kvælstof contra fosfor.....	21
5.1	Fosforbegrænsning .....	21
5.2	Behandling af kvælstof og fosfor i den videnskabelige dokumentationsrapport .....	21
5.3	Mulige forvaltningsimplikationer .....	22
5.4	Sæsonmæssige udsving .....	23
6.	Statistisk modellering.....	24
6.1	Udformning.....	24
6.2	Panelets evaluering af den grundlæggende modeludformning .....	25
6.3	Panelets evaluering af resultaterne af den statistiske model .....	26
7.	Mekanistisk modellering .....	27
7.1	Modellerne.....	27
7.2	Modeludformning, kalibrering og validering .....	28

7.3	Validering .....	28
7.4	Simulering af referenceforhold.....	29
7.5	Scenarier og fastlæggelse af årsagssammenhænge .....	30
7.6	Konklusion på de mekanistiske modeller .....	31
8.	Beregningsprocedurer til at vurdere målbelastninger ud fra modelresultater .....	32
8.1	Trin i beregningen af mål og målbelastninger .....	32
8.2	Gennemsnitsberegning og "sammenlægningsaspekter" i proceduren.....	33
8.3	Konceptuelle forskelle mellem modeltilgange .....	35
8.4	Metamodeller.....	36
9.	Evaluering af målbelastningsresultater.....	37
9.1	De generelle danske målbelastninger i en international kontekst .....	37
9.2	Historiske vilkår som grundlag for målsætning .....	37
9.3	Klimaforandrings betydning for mål og målbelastninger .....	38
9.4	Typologiens relevans for målbelastninger .....	39
9.5	Indikatorvalgets relevans for målbelastninger .....	39
9.6	Modelkvalitetens og modeltilgangens relevans for målbelastninger .....	39
9.7	Konklusion og perspektiver .....	40
10.	Samlet vurdering og konklusioner .....	41
11.	Anbefalinger til det videre arbejde .....	43
12.	Liste over henvisninger .....	45

# 1. Indledning

Denne rapport indeholder en videnskabelig vurdering af den danske forvaltning af kystvande med henblik på gennemførelse af det europæiske vandrammedirektiv (VRD) i Danmark. Partierne bag aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken (22. december 2015) har besluttet at evaluere de modelværktøjer (belastningsmodeller), som anvendes til at beregne indsatskravene til nedbringelse af udledningen af kvælstof fra land i de danske vandområdeplaner. Resultaterne af evalueringen vil blive anvendt til udvikling og anvendelse af modellerne i 3. generation af vandplanerne, som er gyldige for 2021-2027.

## *Opgavebeskrivelse fra Miljø- og Fødevarerministeriet*

I overensstemmelse med EU's vandrammedirektiv har Danmark udarbejdet vandområdeplaner, der definerer en strategi til at forbedre og sikre, at kystvande, søer, vandløb og grundvande opfylder kravene til god økologisk tilstand i direktivet. Hvad angår danske kystvande har man vurderet, at nedbringelse af kvælstofudledning er det primære spørgsmål, hvis målene for god økologisk tilstand i kystvande skal opfyldes. Der er på den baggrund medtaget indsatsforanstaltninger i 2015-2021 vandområdeplanerne for yderligere at kunne begrænse kvælstofudledningen til kystvande, svarende til omtrent halvdelen af det samlede anslåede reduktionsbehov.

Det er evalueringspanelets opgave at gennemføre en grundig evaluering af de marine modelværktøjer, som ligger til grund for indsatskravene til nedbringelse af udledningen af landbaseret kvælstof

(N) i de danske vandområdeplaner med hensyn til betydningen af kvælstof og andre relevante presfaktorer såsom fosfor, fiskeri etc. Evalueringspanelet skal især:

- i. Evaluere anvendelsen af modeller til fastsættelse af typespecifikke referenceværdier (i henhold til det europæiske vandrammedirektivs bilag II) for vandkvalitetsparameteren fytoplankton (klorofyl).
- ii. Evaluere anvendelsen af modeller til at fastlægge miljømålene (den maksimalt tilladte tilførsel af kvælstof (målbelastningen)) og indsatsbehovene for at opnå god miljømæssig tilstand samt evaluere forskelle og ligheder mellem anvendelsen af forskellige metoder og modeltyper på kystvande med forskellig typologi.
- iii. Evaluere de estimerede kvælstofmålbelastninger og indsatsbehov i de danske vandområdeplaner og evaluere metoden til at fastlægge den danske andel af det samlede indsatsbehov. Hvordan er den aktuelle miljøtilstand i de danske kystvande bestemt af udledning af kvælstof fra danske landområder i forhold til andre belastninger såsom kvælstof, der frigøres fra sedimenter, og kvælstofbelastninger fra afvandsningsområder i nabolandene og luftbåren kvælstofdeposition (den danske andel af det samlede indsatsbehov i relation til kvælstof)?

Derudover forventes panelet at adressere tekniske spørgsmål og kommentarer fra interessenterne.

## *Udvælgelse af eksperter*

Det danske Miljø- og Fødevarerministerium har været ansvarlig for udvælgelse af et internationalt panel bestående af fem eksperter til gennemførelse af evalueringen. Udvælgelsen af eksperter har fundet sted med udgangspunkt i en nomineringsproces, hvor det danske Miljø- og Fødevarerministerium har anmodet vandforvaltningsmyndigheder i andre lande (Sverige, Finland, Polen, Tyskland, Holland og England) og Det Europæiske Miljøagentur, Det Fælles Forskningscenter

(FFC) og Europa-Kommissionen (Generaldirektoratet for Miljø) om at nominere eksperter til varetagelse af evalueringen. Det fremgik af anmodningen, at de nominerede skulle besidde ekspertviden på følgende områder: marin økologi, marine økosystemmodeller, statistiske metoder og erfaring med marinforvaltning i relation til vandrammedirektivet.

Anmodningen fra ministeriet resulterede i nominering af 14 eksperter, hvoraf 9 eksperter efterfølgende gav udtryk for interesse i at deltage i et ekspertpanel. Af disse udvalgte ministeriet følgende fem eksperter til at foretage evalueringen:

- Professor Peter Herman, Deltares, Institut for anvendt forskning på området for vand og undergrund, Holland.
- Professor Alice Newton, NILU – Norsk institut for luftforskning
- Professor Gerald Schernewski, Leibniz-instituttet for østersøforskning, Warnemünde
- Direktør Bo Gustafsson, Baltic Nest Institute (BNI), Stockholm Universitet, Sverige
- Seniorforsker Olli Malve, det Finske Miljøinstitut SYKE
- Professor Peter Herman er udpeget til formand for panelet

De fem eksperter blev udvalgt efter en vurdering af deres kvalifikationer hvad angår erfaring med og kompetencer inden for følgende fagområder: *marin økologi/kystøkologi, udarbejdelse af modeller for kystøkosystemer, brug af statistik inden for miljøvidenskab og erfaring med marinforvaltning i relation til gennemførelse af vandrammedirektivet.*

## 1.1 Evalueringens formål og fokus

Dette afsnit præsenterer evalueringens formål og fokus ifølge det internationale panel (herefter benævnt panelet) og kan derfor ses som panelets håndtering af opgavebeskrivelsen i afsnit 1.1 i praksis.

### Evalueringens primære formål

Evalueringens primære formål er at vurdere, om havmodeller – som de er præsenteret i den videnskabelige dokumentationsrapport og kommenteret af forskerne og interessenterne – *tilvejebringer solid og robust videnskabelig dokumentation for, at de foreslåede reduktioner i landbaserede kvælstofudledninger vil være både nødvendige og tilstrækkelige til at opnå god økologisk tilstand iht. vandrammedirektivet.*

- Ved “solid” forstår panelet baseret på international videnskabelig litteratur, veludført, troværdig
- Ved “robust” forstår panelet ikke i for høj grad afhængig af vilkårlige detaljer, pålidelig og med acceptabel præcision
- Ved “nødvendige” forstår panelet, at målene ikke ville være nået, hvis der blev udført mindre
- Ved “tilstrækkelige” forstår panelet, at der er en høj sandsynlighed for at nå målene ved at føre planerne ud i livet

Evalueringen vedrører modelværktøjerne (belastningsmodeller), som udgør grundlaget for indsatskravene til nedbringelse af udledningen af landbaseret kvælstof i de danske vandområdeplaner. Evalueringsresultaterne vil indgå i beregningen af kravene til kvælstofindsatsen for kystområder i <sup>trede</sup> generation af vandplanerne, som er gyldige i 2021-2027.

Evalueringen besvarer spørgsmål i relation til punkterne (i)-(iii) i opgavebeskrivelsen ovenfor og fokuserer derfor på det videnskabelige grundlag for planerne, særligt modelværktøjerne. Evalueringen skal tage højde for de internationalt aftalte mål for opnåelse af god økologisk tilstand i vandrammedirektivet. På basis heraf har panelet defineret evalueringens formål og fokus, som fremgår af tekstfeltet ovenfor.

Evalueringens omfang omfatter ikke andre modeller end havmodellerne og andre miljømål end dem, der gælder kystområder. Evalueringens omfang omfatter ikke de samfundsmæssige omkostninger og fordele ved de foranstaltninger, som er nødvendige for at opfylde miljømålene.

## 1.2 Evalueringens grundlag og forløb

### *Grundlag for evalueringen*

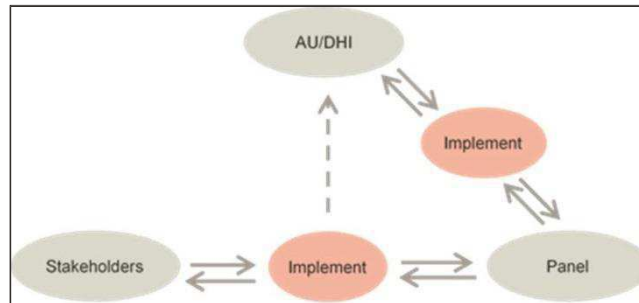
Panelets endelige evaluering er baseret på følgende materialer:

- Den videnskabelige dokumentationsrapport udarbejdet af Aarhus Universitet (DCE) og DHI i juni 2017, som dokumenterer de modelværktøjer og de beregnede målbelastninger, som blev udviklet for ministeriet i perioden 2013-2015.
- Spørgsmål og kommentarer fra interessenter til den videnskabelige dokumentationsrapport (se bilag 1 i evalueringsrapporten)
- Forskernes svar på spørgsmål og kommentarer formuleret af panelet, efter at medlemmerne af panelet har læst og overvejet rapporten, samt spørgsmål og kommentarer fra interessenterne (se bilag 2a og 2b i evalueringsrapporten).
- Svar fra panelet på, hvordan de har taget højde for hvert af de tekniske spørgsmål og kommentarer fra interessenterne (se bilag 3 i evalueringsrapporten).
- Udvalgt baggrundsmateriale, som forskere, interessenter og panel henviser til

### *Tiltag til at sikre uafhængighed i processen*

Det anses som afgørende, at evalueringen af de danske havmodeller gennemføres af uafhængige forskere. For at garantere uafhængighed blev det besluttet, at Miljø- og Fødevareministeriet, forskerne fra AU og DHI og interessenterne skulle holde sig på afstand af panelet (i henhold til armslængdeprincippet) under hele evalueringsforløbet. Ministeriet udpegede Implement Consulting Group (Implement) til at facilitere processen.

**Figur 1. Kommunikationsmodel**



Som det fremgår af ovenstående blev kommunikationsmodellen designet til at facilitere en dialog efter armslængdeprincippet mellem de involverede parter og til at fremme et transparent kommunikationsflow. Implement har været forbindelsesleddet mellem panelet, interessenterne og forskerne. Ud over at facilitere og forberede den afsluttende skriveworkshop har Implements primære rolle derfor været at sørge for rettidig kommunikation og formidling af relevant materiale og information mellem parterne.

#### *Evalueringsprocessen*

Evalueringsprocessen blev indledt i juni 2017. Den udmøntede sig i en evalueringsrapport den 19. september, som blev udarbejdet efter en skriveworkshop i Helsingør den 11.-15. september. Efter høringsprocessen mellem den 19. september og den 2. oktober blev der foretaget mindre rettelser i den endelige rapport, som blev færdiggjort den 10. oktober.

Teksten og handlingsplanen nedenfor giver et mere detaljeret overblik over evalueringsprocessen.

Interessenterne fra Blåt Fremdriftsforum, forskerne fra AU og DHI samt panelet blev indledningsvist inviteret til at deltage i særskilte møder, hvor Implement beskrev evalueringsprocessen. På møderne præsenteredes handlingsplanen og en kommunikationsmodel for at sikre, at alle parter var grundigt informerede om de praktiske aspekter, vigtige deadlines og regler for kommunikationen. Processen frem mod den afsluttende evalueringsskiveworkshop forløb derefter på følgende måde for de respektive parter:

- Interessenterne modtog den 6. juni den videnskabelige dokumentationsrapport udarbejdet af forskerne fra AU og DHI og havde mulighed for at formulere spørgsmål og kommentarer til rapporten indtil den 4. juli. Kommentarer og spørgsmål skulle opføres i en tabel, som var specifikt udarbejdet til formålet og fulgte rapportens struktur. Implement etablerede en "hotline" til spørgsmål vedrørende praktiske aspekter af formulering og afgivelse af spørgsmål og kommentarer. Interessenterne afgav deres spørgsmål og kommentarer den 4. juli, og Implement videresendte alle disse til panelet den 6. juli. Interessenterne blev inviteret til at deltage i et møde med panelet arrangeret af ministeriet i Helsingør den 11. september under skriveworkshoppen for at kunne opsummere deres primære synspunkter for panelet.
- Panelet modtog den videnskabelige dokumentationsrapport på samme tid som interessenterne, nemlig den 6. juni. Implement afholdt et par statusmøder med panelet i juni og begyndelsen af juli, da kommentarer og spørgsmål fra interessenterne blev videresendt til panelet den 6. juli. Efter at have læst den videnskabelige dokumentationsrapport og interessenternes spørgsmål og kommentarer formulerede panelet i fællesskab spørgsmål til

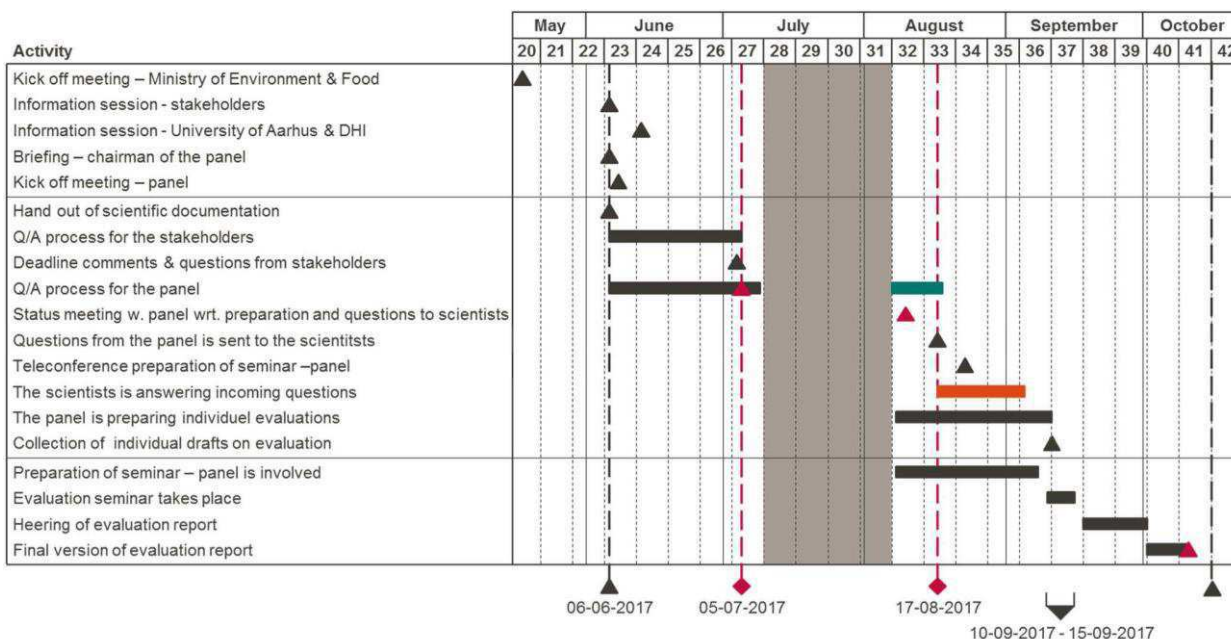
de danske forskere, som Implement fremsendte til dem den 15. august. Forskerne fra AU og DHI besvarede disse spørgsmål den 4. september, så panelet kunne tage højde for svarene i deres evaluering. Implement afholdt løbende i august statusmøder med panelet for at monitorere fremdriften og forberede skriveworkshoppen i Helsingør.

- Forskerne fra AU og DHI udarbejdede den videnskabelige dokumentationsrapport, som Implement videresendte til interessenterne og panelet. Forskerne modtog til orientering kommentarer og spørgsmål fra interessenterne den 6. juli. Som det fremgår ovenfor modtog forskerne spørgsmål fra panelet og besvarede disse den 4. september. Undervejs i skriveworkshoppen fra den 11. til den 15. september besvarede forskerne et begrænset antal yderligere spørgsmål fra panelet.
- Miljø- og Fødevareministeriet har ikke været direkte involveret i evalueringsprocessen på grund af armslængdeprincippet. Implement har lejlighedsvis informeret ministeriet om udviklingen i evalueringen, og parterne har haft en dialog om de praktiske aspekter af skriveseminar i Helsingør. Der var repræsentanter fra ministeriet til stede på mødet mellem interessenterne og panelet i Helsingør den 11. september.

Herefter udarbejdede panelet evalueringsrapporten, som blev faciliteret af Implement ved en afsluttende skriveworkshop i Helsingør mellem den 11. og den 15. september. Evalueringsrapporten blev redigeret og indgivet til høring den 19. september.

Høringen af evalueringsrapporten blandt interessenter fra Blåt Fremdriftsforum og forskerne fra AU og DHI fandt sted mellem den 19. september og den 2. oktober.

**Figur 2. Handlingsplan for evalueringsprocessen**



Efter høringsprocessen offentliggøres evalueringsrapporten af Miljø- og Fødevareministeriet inklusive bilag indeholdende høringskommentarer og panelets svar. Handlingsplanen ovenfor gennemgår hele evalueringsprocessen.



### 1.3 Evalueringsrapportens indhold og struktur

Evalueringsrapporten er opdelt i et antal temaer, som evalueringspanelet vurderede som de vigtigste i forhold til at dække emnerne som fastlagt i mandatet og forfølge evalueringens målsætning. De primære temaer er ifølge panelet dem, der fremgår af kapitel 2-9 i evalueringsrapporten, som har følgende struktur:

- Indledning (kapitel 1)
- Overensstemmelse med vandrammedirektivet (kapitel 2)
- Kystvandstypologi (kapitel 3)
- Anvendelsen af søgræs og Kd som miljøindikatorer (kapitel 4)
- Fokus på kvælstof contra fosfor (kapitel 5)
- Statistisk modellering (kapitel 6)
- Mekanistisk modellering (kapitel 7)
- Beregningsprocedurer til at vurdere højst tilladt tilførsel ud fra modelresultater (kapitel 8)
- Evaluering af målbelastningsresultater (kapitel 9)
- Samlet vurdering og konklusioner (kapitel 10)
- Anbefalinger til det videre arbejde (kapitel 11)

Ved at gennemgå de vigtigste temaer og drøfte de primære problemer inden for hvert enkelt tema, fokuserer panelets gennemgang på, om den videnskabelige dokumentationsrapport løser disse problemer i tilstrækkelig høj grad – i stedet for at gennemgå detaljerne i rapporten kapitel for kapitel.

Det betyder, at panelets gennemgang primært fokuserer på at undersøge mulige svagheder i den overordnede modelleringstilgang, som anvendes af forskerne fra Aarhus Universitet (DCE) og DHI. Gennemgangen indeholder dog konklusioner vedrørende både styrker og svagheder ved tilgangen, og kritiske bemærkninger bør ses inden for rammerne af den samlede vurdering, som beskrives i kapitel 10.

Efter de tematiske kapitler indeholder evalueringen en samlet vurdering af den marine modeltilgang og -rapport. Den afsluttende vurdering giver svar på det centrale spørgsmål om, hvorvidt modeltilgangen og -rapporten tilvejebringer solid og robust videnskabelig dokumentation for, at de foreslåede reduktioner i landbaserede kvælstofudledninger vil være både nødvendige og tilstrækkelige til at opnå god økologisk tilstand iht. vandrammedirektivet. Herudover besvarer vurderingen andre spørgsmål med relation til det fastlagte mandat.

Endelig indeholder vurderingen anbefalinger til, hvordan de danske havmodeller kan forbedres i fremtiden. Der lægges vægt på forbedringer, som kan foretages inden for en rimelig tidsramme og uden omfattende investeringer.

### 1.4 Udvikling efter evalueringen

Når forskerne har foretaget modeljusteringerne, opfordres de til at offentliggøre deres arbejde i fagfællebedømte tidsskrifter med henblik på at vise den danske lederrolle på dette område.

Forskernes arbejde er udført over årtier og en række forskellige administrationer. Denne "organiske" proces har givet anledning til adskillige interaktioner mellem forskere og myndigheder. For at undgå forvirring og misforståelser

bør mandatet, omfanget af de af ministeriet definerede opgaver og aftalerne vedrørende valg,

f.eks. de anvendte indikatorer, være veldefinerede. Det kan være vigtigt for den fremtidige politiske proces, men har ikke været genstand for panelets undersøgelse.

Panelet håber, at den opmærksomhed, som interessenternes synspunkter har fået, og svarene fra forskerne under den videnskabelige undersøgelse af den videnskabelige dokumentationsrapport vil medvirke til at skabe tillid mellem parterne og bidrage til et vellykket resultat.

## 2. Overensstemmelse med vandrammedirektivet

Dette kapitel beskæftiger sig med, om den videnskabelige dokumentationsrapport overholder Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF, almindeligvis kendt som vandrammedirektivet (VRD). Det beskæftiger sig også med nogle af interessenternes overvejelser og spørgsmål. I dette kapitel fokuserer vi på følgende generelle spørgsmål vedrørende overensstemmelse med vandrammedirektivet:

- Stemmer proceduren for opstilling af de typespecifikke referenceforhold overens med VRD?
- Stemmer de valgte indikatorer overens med VRD?
- Er indikatorerne interkalibrerede?
- Er princippet om "én ude, alle ude" overholdt?

Spørgsmålene danner grundlag for kapitlets delafsnit. Kapitlet beskæftiger sig også med, om der er taget højde for alle relevante stressfaktorer.

Europa-Parlamentet og Rådet vedtog den 23. oktober 2000 Fællesskabets vandpolitik som et integreret EU-direktiv 2000/60/EF, der almindeligvis kaldes vandrammedirektivet (VRD). Det blev offentliggjort i EF-Tidende (OJ L 327) den 22. december 2000 og blev ligeledes vedtaget af medlemsstaterne (MS). Direktivet blev vedtaget som national lovgivning i Danmark i 2003.

Artikel 1 fremfører: "Direktivets formål er at fastlægge en ramme for beskyttelse af vandløb og søer, overgangsvande, kystvande og grundvand". Præambel 26 i VRD angiver, at "medlemsstaterne skal tilstræbe at opfylde målet om at opnå i det mindste god vandkvalitetstilstand ved at definere og iværksætte de nødvendige foranstaltninger inden for rammerne af integrerede indsatsprogrammer, idet der tages højde for eksisterende EU-krav". Artikel 4 introducerer konceptet om vandområdeplaner som afgørende for "at gøre indsatsprogrammerne operationelle", og disse beskrives nærmere i artikel 13. Vandområdeplaner er et enhedssystem til vandforvaltning pr. vandområde, dvs. de naturlige geografiske og hydrologiske enheder, i stedet for i henhold til administrative eller politiske rammer.

Rapporten "Development of models and methods to support the establishment of the Danish River Management Plans", som vi henviser til som den videnskabelige dokumentationsrapport, bidrager til gennemførelsen af VRD med henblik på at bevare eller opnå god økologisk tilstand i danske kystvande. Derfor er det værdifuldt og vigtigt at evaluere, om metodologien og resultaterne stemmer overens med vandrammedirektivet.

### 2.1 Referenceforhold og fastlæggelse af grænser

Bilag II i vandrammedirektivet (afsnit 1.1) beskæftiger sig med karakterisering af typer af overfladevandområder. Først skal vandområderne placeres i en af overfladevandkategorierne: vandløb, søer, overgangsvande eller kystvande. En anden mulig kategori er kunstige eller stærkt modificerede vandområder.

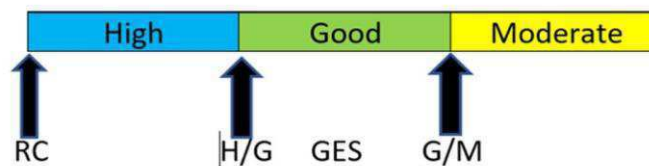
Herefter anfører vandrammedirektivet, at vandområderne skal kategoriseres efter type. Danmark har slået overgangsvande sammen med kystvande, og der er således ikke behov for fisk som et biologisk kvalitetselement

. Danmark har 119 marine vandområder<sup>1</sup>. De er kategoriseret i seks åbne vandområdetyper og 12 fjordtyper, som alle er omfattet af kystvande i henhold til en rapport af Dahl et al (2005). I kapitel 3 drøfter vi yderligere implikationer og konsekvenser ved denne typologi. Vi bemærker, at forskernes svar til panelet angiver, at der er et projektforslag om en "opdatering af den anvendte typologi i retning mod RBMP 2021-2027".

Bilag II i vandrammedirektivet (afsnit 1.3) beskriver proceduren for "fastlæggelse af typespecifikke referenceforhold for typer af overfladevandområder". Typespecifikke referenceforhold kan enten baseres på faktiske forhold på lokaliteten eller andre steder eller på modeller eller på en kombination af disse metoder. Hvor sådanne metoder ikke kan anvendes, kan medlemsstaterne fastlægge de nævnte forhold ved ekspertskøn. Den danske tilgang bygger på modellering og et 1900-basisniveau, da der ikke findes uberørte økosystemer, som kan anvendes som reference. Denne tilgang er relevant/passende, lever op til vandrammedirektivet og er bedre end blot at anvende ekspertskøn.

God økologisk tilstand ligger på grænsen mellem "høj/god" og "god/moderat" tilstand. Forholdet mellem referenceforhold, grænser og god økologisk tilstand fremgår af figur 3. Fastlæggelse af referenceforhold og grænser, især grænsen til god/moderat, er vigtig. Det afgør, om der er behov for forvaltningsforanstaltninger. Klassificering under god/moderat tilstand kræver iværksættelse af forvaltningsforanstaltninger.

**Figur 3. Forholdet mellem referenceforhold, grænser og god økologisk tilstand**



Målværdier skal falde i det grønne område (god økologisk tilstand).

## 2.2 Valg af indikatorer

Bilag V i vandrammedirektivet beskriver kvalitetselementerne for klassificering af økologisk tilstand for kystvande (1.1.4). God økologisk tilstand er en vurdering baseret på en kombination af biologiske kvalitetselementer (f.eks. fytoplankton, anden akvatisk flora og bentisk invertebratfauna), hydromorfologiske elementer (f.eks. bundforhold (struktur og substrat), tidevandsregime), kemiske og fysisk-kemiske elementer (f.eks. sigtbarhed, iltforhold, næringsstofforhold).

De indikatorer, som er valgt i den danske vandområdeplan er klorofyl a, Kd og et bentisk indeks og en række sekundære indikatorer i statistisk modeltilgange (se kapitel 4 i denne evalueringsrapport). Danmark har ikke kategoriseret overgangsvande som en separat kategori, og der er derfor ikke behov for at indregne fisk som et biologisk kvalitetselement. Klorofyl a er en repræsentant for fytoplankton biomasse og er interkalibreret (se 2.3 nedenfor). Kd er et mål for svækkelse/dæmpning, dvs. et indirekte mål for vækstforhold for bentiske planter og alger. Det er således ikke en direkte indikator for akvatisk flora (ålegræs), men snarere en lyskontrol i forhold til udbredelsen af ålegræs. Herudover er Kd ikke uafhængig af klorofyl a, da fytoplanktonceller bidrager til lysdæmpning og nedsat sigtbarhed. Kd er ikke

<sup>1</sup> Videnskabelig dokumentationsrapport, afsnit 3.1, p. 14, Bek.nr. 837 2016

interkalibreret, selvom dybdegrænsen for ålegræs, som den er et alternativ for, er (se 2.3 nedenfor). Det danske benthiske indeks omhandler det biologiske kvalitetselement benthiske invertebrater. Klorofyl a var den indikator, der blev valgt med henblik på interkalibrering af vandrammedirektivet, som Danmark deltog i. De evaluerede marine modeller tog kun højde for indikatorer for de fysisk-kemiske elementers iltforhold og næringsstofforhold i den statistiske modellering.

- De fleste beregninger i modellen er udelukkende baseret på klorofyl a og Kd med henblik på at udlede kvælstofmålene
- Desuden er valget af Kd som en indikator for akvatisk vegetation under vand (ålegræs) muligvis utilstrækkeligt (kapitel 4)
- Inddragelsen af andre indikatorer i løbet af processen og modelleringen (iltforhold og næringsstoffbegrænsning) behandles også i kapitel 4

## 2.3 Interkalibrering

Der har eksisteret en fælles gennemførelsesstrategi (CIS) siden 2001, der bringer de parter sammen, som er involveret i implementeringen af vandrammedirektivet, dvs. nationale eksperter, interessenter og Kommissionen. Undervejs i processen blev der fremstillet en række vejledninger og CIS tematiske informationsark. Disse er ikke juridisk bindende, men indeholder primært teknisk rådgivning til implementeringsprocessen.

Vandrammedirektivet stiller krav om harmonisering af de nationale klassifikationer af god økologisk tilstand ved hjælp af en interkalibrering, Birk et al (2013). Hermed skal det sikres, at tilgrænsende vandområder klassificeres på forskellig måde. Der blev gennemført interkalibrering af medlemsstater, som deler typologi og grænseoverskridende vandområder. I Danmarks tilfælde var de delte vandtyper NEA 1/26C: NEA 8B og BC 6. Disse forklares i Tabel 1.

**Tabel 1. Fælles typologier interkalibreret for klorofyl a med Tyskland og Sverige**

Kode	Vandtype	Delt med	Interkalibrering
NEA 1/26C	Det nordøstlige Atlanterhav, lukkede havområder, ubeskyttede eller beskyttede,	DE	Interkalibreret
NEA 8B	Det nordøstlige Atlanterhav Kattegat kystvande	SE	Interkalibreret
BC 6	Østersøkysten (SW)	SE	Interkalibreret

Som nævnt i 2.2 blev klorofyl a valgt som indikator til interkalibreringen af vandrammedirektivet, som Danmark deltog i. Den overordnede status for interkalibrering af de indikatorer, der er anvendt i de danske marine modeller er følgende:

- Klorofyl a er interkalibreret med SE og DE
- Kd er ikke interkalibreret (bekræftet af forskerne fra Aarhus Universitet (DCE) og DHI og Europa-Kommissionens Fælles Forskningscenter).
- Ålegræsdybdegrænsen er interkalibreret

## 2.4 “Én ude, alle ude”

Præambel 11 til vandrammedirektivet beskriver, at princippet er “baseret på forsigtighedsprincippet og princippet om forebyggende indsats”. “Én ude, alle ude”-princippet er et afgørende princip, som afspejler vandrammedirektivets tilgang til beskyttelse af vandressourcer og tilknyttede akvatiske økosystemer. De kvalitetselementer, som er omfattet af definitionen for økologisk tilstand, giver et holistisk billede af kvaliteten af det akvatiske miljø. Den overordnede tilstand kan kun være “god”, hvis alle de omfattede elementer i hvert fald har betegnelsen “god”. Det sikrer, at der tages højde for alle de belastninger, som kan forringe vandets tilstand, og er en garanti for direktivmålenes miljømæssige integritet.

Opnåede fremskridt i retning mod “god” tilstand for vandområder kan dokumenteres ved hjælp af indikatorer på individuelt kvalitetselements niveau. Dette er dog ikke til hinder for “én ude, alle ude”-princippet. I gennemgangen af vandrammedirektivet i 2019 bliver der taget højde for resultaterne af anden generation af vandområdeplanerne. Korrekt implementering af nitratdirektivet, som er en grundlæggende målestok i vandrammedirektivet, er nødvendig for at opfylde målene i vandrammedirektivet. Det vil dog i mange tilfælde ikke være tilstrækkeligt, og medlemsstaterne vil være nødt til at iværksætte supplerende foranstaltninger for at sikre opfyldelse af målene i vandrammedirektivet.

På basis af “én ude, alle ude”-princippet bør indikatorerne for forskellige kvalitetselementer vurderes individuelt. Hvis et element er klassificeret som værende under grænsen for god/moderat, er det nødvendigt at træffe forvaltningsforanstaltninger. Dette opererede den videnskabelige dokumentationsrapport som bekræftet af forskerne ikke med i deres svar på panelets spørgsmål. Der redegøres for forskellige sammenlægningsmetoder og deres virkninger i både vandrammedirektivet og havstrategirammedirektivet i Borja et al (2014). Vi diskuterer desuden “én ude, alle ude”-princippet i relation til indikatorer i kapitel 4 og i relation til beregningsprocedurer i kapitel 8.

## 2.5 Andre stressfaktorer i økosystemet

Cloern beskriver i sin velkendte redegørelse af eutrofieringsproblemer (2001), hvordan synet på eutrofieringsproblemer har udviklet sig fra at se næringsstofberigelse som et enkeltstående problem til at fokusere på interaktionerne mellem mange stressfaktorer, systemernes fysik og hydrografi, og eutrofiering. Han plæderer for integrerede modeller og værktøjer, som beskriver, hvordan næringsstofberigelse modulerer økosystemernes reaktion på andre stressfaktorer, såsom kemisk forurening, indførelse af invasive arter, habitatændringer, belastning ved fiskeri og lignende i vandområdets fysiske tilstand. De forskellige stressfaktorer bør ikke anses som additive faktorer, hvor man fra et forvaltningsmæssigt perspektiv har mulighed for at vælge at reducere et hvilket som helst af disse stressfaktorer og opnå en tilsvarende forbedringsprocent i økosystemets reaktion.

Det vil for eksempel have ganske ringe effekt at genskabe den fysiske habitatkvalitet, hvis eutrofiering giver iltproblemer, lav vandgennemsigtighed eller lav fytoplanktonkvalitet på grund af interaktioner mellem årsagsfaktoren “fysisk struktur” og eutrofiering. Omvendt vil afhjælpning af eutrofieringsproblemer muligvis ikke være tilstrækkeligt til at forbedre den økologiske kvalitet, hvis der er behov for yderligere handling i forhold til andre stressfaktorer.

I mange spørgsmål og kommentarer fra interessenterne blev der henvist til rapporten af Andersen et al (2017), som opremser mange stressfaktorer på det marine økosystem og ved hjælp af en særlig vægtning konkluderer på en samlet procentdel stress på grund af næringsstofbelastning. Man kunne argumentere for, at dette dokumenterer, at der kan opnås tilsvarende forbedringer i den økologiske tilstand ved

at arbejde på andre stressfaktorer end næringsstofbelastningen, med her går man glip af den afgørende pointe om, at virkningen af de forskellige stressfaktorer ikke er additiv, og at den endelige reaktion fra økosystemet moduleres af interaktionen mellem stressfaktorerne, ikke deres individuelle additive effekt. Panelet støtter det grundlæggende syn på interaktion mellem stressfaktorer, og på næringsstofbelastningens and eutrofierings afgørende rolle ved modulering af den økologiske reaktion fra danske kystvande, som fremgår af den videnskabelige dokumentationsrapport og i de modeller (særligt de mekanistiske modeller), der ligger til grund for analyserne.

Dette grundlæggende syn på vigtigheden af vandkvaliteten som den primære modulator til fremme af god økologisk tilstand er fuldt ud i overensstemmelse med implementeringen af vandrammedirektivet og med anvendelsen af interkalibrerede indikatorer som klorofyl a og mål for kemisk forurening som de primære mål for den økologiske tilstand. Inddragelsen af disse i vandrammedirektivet byggede på omfattende og dybdegående evaluering af relevant videnskabelig dokumentation.

Andre juridiske instrumenter, f.eks. havstrategirammedirektivet, anlægger en bredere synsvinkel og medtager mere eksplicit andre stressfaktorer som invasive arter, søfart, fiskeri og fysiske ændringer. Panelet er af den opfattelse, at disse aspekter absolut bør medtages i et holistisk syn på genskabelse af god økologisk tilstand, men på ingen måde reducerer det fokus, der skal være på at kontrollere næringsstofbelastninger som en nødvendig forudsætning for at genskabe god økologisk tilstand.

### 3. Kystvandstypologi

Den videnskabelige dokumentationsrapport anvender en modificeret dansk kystvandstypologi som grundlag for beregning af referenceforhold og mål for for kystvande og målbelastninger. Typologien er et afgørende element for alle efterfølgende trin. I dette kapitel evaluerer panelet derfor typologiens egnethed, analyserer mangler og kommer med forslag.

#### 3.1 Den grundlæggende ide bag typologi

Bilag II i vandrammedirektivet gør rede for, hvordan typologi bør udføres, og opremser de obligatoriske og fakultative faktorer, som kan anvendes (se kapitel 2 i denne evaluering). De fleste medlemsstater i den Europæiske Union benytter det mest specifikke system B. Ved denne tilgang er de fysiske og kemiske faktorer, som karakteriserer kyst- og overgangsvande breddegrad, længdegrad, tidevandområde og saltindhold som obligatoriske faktorer. Fakultative faktorer er strømhastighed, bølgeeksponering, gennemsnitsvandtemperatur, blandingskarakteristika, turbiditet, retentionstid, gennemsnitlig substratsammensætning og vandtemperaturområde.

Den fælles gennemførelsesstrategi (se kapitel 2) for vandrammedirektivet (2000/60/EF): "Vejledning nr. 5" om "Overgangs- og kystvande – typologi, referenceforhold og klassifikationssystemer" indeholder detaljerede retningslinjer for foretagelse af karakterisering af alle vandområder, kaldet typologi. Formålet er at udarbejde en enkel fysisk typologi, som både er økologisk relevant og praktisk gennemførlig. Det har til formål at forbinde lignende vandområder til én type med henblik på at muliggøre fastlæggelse af typespecifikke referenceforhold. Vejledning nr. 5 anbefaler variationer af en række faktorer, som kan bruges i typologien.

Når vand er karakteriseret som overgangsvand eller kystvand, udvikler medlemsstaterne en typologi for hver enkelt. Danmark har ligesom Tyskland valgt at medtage fjordvand i kystvand, da alle parametre bortset fra dybden er de samme. Hvorvidt en typologi adskiller overgangs- og kystvande eller slår dem sammen under kystvande gør ingen forskel for beregningen af referenceforhold, mål og målbelastninger. Det påvirker ikke nødvendigvis antal typer eller antal vandområder i et land. I lyset af de stramme retningslinjer anså de fleste lande typologiuudvikling som en primært teknisk opgave.

#### 3.2 Den danske typologi

I overensstemmelse med den fælles gennemførelsesstrategi for vandrammedirektivet (2000/60/EF) opdelte Dahl et al (2005) de danske kystvande i 15 forskellige typer: 5 åbne vandtyper og 10 fjordtyper. Overgangsvande blev medtaget i typologien. Dahl et al (2005) anfører, at "Det store antal typer afspejler den kraftige saltgradient i området, men også at den fysiske påvirkning af fjordene er meget forskelligartet". De nationale typologier i Østersøregionen viser mange ligheder, og i en del tilfælde er kystvande og overgangsvande lagt sammen til et system for at mindske kompleksiteten. Den danske typologi er yderligere forenklet, og typer er lagt sammen i den videnskabelige dokumentationsrapport. Formålet med denne forenkling er, at det er nødvendigt at definere reference- og grænseværdier for mindre klorofyl a til god økologisk tilstand (målværdier mellem høj-god og god-moderat tilstand).



Den fælles gennemførelsesstrategi for vandrammedirektivet (2000/60/EF) minder medlemsstaterne om, at de, når de udvikler en typologi, bør være opmærksomme på direktivets hovedformål, nemlig at etablere en ramme for beskyttelse af både vandkvalitet og vandressourcer med henblik på at forhindre yderligere forringelse og beskytte og forbedre økosystemer. Det understreges, at typologi er et værktøj til at understøtte denne proces, og det anerkendes, "at et simpelt typologisystem skal suppleres af mere komplekse referenceforhold, som dækker en række biologiske forhold" (side 28). Det betyder, at det står hvert land frit at tilpasse typologien til egne behov og detaljere den i ønsket grad.

### 3.3 Den danske typologis egnethed

Det væsentlige spørgsmål er, om typologien i den videnskabelige dokumentationsrapport er tilstrækkeligt detaljeret til at muliggøre definition af pålidelige reference- og målværdier for klorofyl a og de øvrige indikatorer i alle kystvande. Med pålidelig menes, at disse værdier afspejler de økologiske forhold og egenskaber for alle kystvande. Det er en forudsætning for at kunne definere målværdier, som muliggør udledning af pålidelige målbelastninger for hvert enkelt vandområde. Det er det generelle indtryk, at typologien muliggør udledning af passende målværdier og målbelastninger for vandområder i havet med kraftig vandblanding. Det er en indikation heraf, at de interkalibrerede værdier for klorofyl a med Tyskland og Sverige for havet og de ydre kystvande stemmer godt overens med resultaterne i den videnskabelige dokumentationsrapport (Schernewski et al, 2015). De sammenlignelige tyske klorofyl a-målværdier for det åbne hav er generelt en anelse lavere, men giver mulighed for harmonisering over grænserne.

Mange fjorde og bugter har samme klorofyl a-målkonzentration på 3,6 mg/m<sup>3</sup>, nemlig Norsminde Fjord, Mariager Fjord (ydre), Nissum Bredning, Randers Fjord (ydre), Horsens Fjord, Kolding Fjord, Vejle Fjord, Odense Fjord, Nyborg Fjord, Kerteminde Fjord, Holckenhavn Fjord, Bredningen, Emtækær Nor, Nærá Strand, Nakkebølle Fjord, Dalby Bugt, Karrebæk Fjord og Roskilde Fjord.

Den videnskabelige dokumentationsrapport og de supplerende datatabeller tilvejebragt af rapportens forfattere viser, at vandområder med diverse karakteristika blot er repræsenteret af én målværdi. Typologien er for simpel til at afspejle de enkelte fjordområders specifikke karakteristika. Konsekvensen er en stor og ikke tilstrækkeligt begrundet variation i den nødvendige reduktion af belastningen for hvert enkelt vandområde. Det er panelets opfattelse, at den danske typologi ikke i tilstrækkelig grad afspejler de mange danske fjorde og indre farvandes individuelle karakteristika. Løsningen kunne være enten at underopdele typologien for disse økosystemer, idet der tages højde for især vandudskiftnings hastigheden og ferskvandsudledningen, eller at udvikle individuelle klorofyl a-målværdier for hvert enkelt vandområde. Det kunne den statistiske modellering, særligt når den udføres på tværs af vandområder, være et fremragende udgangspunkt for.

### 3.4 Det danske monitoringsprogrammes egnethed

Det er en forudsætning for en mere præcis typologi for fjorde og indre kystvande, at der eksisterer et velegnet og omfattende monitoringsprogram. Det aktuelle danske monitoringsprogram, som er anvendt i den videnskabelige dokumentationsrapport, omfatter flere end 90 stationer langs kysten og i havet. Det er meget omfattende og synes at være godt afstemt efter kravene i VRD.

I alt adskilles 119 vandområder i Danmark. I nogle tilfælde er fjordsystemer opdelt i to eller flere vandområder og er kun repræsenteret af en enkelt monitoringsstation. Eksempler herpå er Mariager Fjord, Randers Fjord, Vejle Fjord og Flensborg Fjord. Det betyder, at praktisk taget hvert enkelt vandområde eller geografisk forbundne grupper af

vandområder (f.eks. en fjord) er repræsenteret af en monitoringsstation. Det er vigtigt, da kun tilstedeværelsen af en monitoringsstation og regelmæssig dataindsamling giver mulighed for at vurdere, om mål er nået eller ikke.

### **3.5 Forslag til en ændret tilgang**

Et så omfattende monitoringsprogram giver ikke blot mulighed for at forfine typologien, men muliggør også bestemmelse af individuelle klorofyl a reference- og målværdier for hhv. hvert enkelt vandområde eller en geografisk forbundet gruppe af vandområder. Vi anbefaler på det kraftigste at overveje denne tilgang, især hvis det er målet at beregne så præcise og vandområdespecifikke målbelastninger som muligt. Danmark er et af de få lande i Europa, som har de nødvendige data og modeller samt den nødvendige ekspertise til rådighed for en så omfattende tilgang. Det skal undersøges nærmere, om der vil være behov for yderligere monitoringsstationer, midlertidig dataindsamling på nogle lokationer eller supplerung af monitoringsprogrammet med telemåling. Det er ikke muligt hverken at anvende metamodeller eller monitorering af de anbefalede foranstaltningers virkning uden et mindstemål af opfølgende handlinger i felten.

### **3.6 Blik mod udlandet**

Der har fundet lignende drøftelser sted i Tyskland, og resultaterne har udmøntet sig i en national rapport og en international udgivelse (Schernewski et al, 2015). Tyskland foretog en omfattende gennemgang af alle tyske reference- og målværdier ved Østersøen for næringsstoffer og klorofyl a. Drøftelserne i den relevante officielle nationale arbejdsgruppe resulterede i, at særligt de forskellige fjorde og bugter har så specifikke karakteristika og reaktioner, og at typespecifikke reference- og målværdier for klorofyl a og næringsstoffer ville være for generelle. Som en konsekvens heraf er der udviklet specifikke reference- og målværdier for klorofyl a og næringsstoffer for hvert enkelt vandområde, hvilket har resulteret i 35 omfattende klorofyl a-reference- og målværdier for den tyske del af Østersøen alene.

## 4. Anvendelsen af søgræs og Kd som miljøindikatorer

Anvendelsen af klorofyl a som en indikator for fytoplankton er udbredt og godkendt i vandrammedirektivet. Indikatoren er interkalibreret mellem Danmark og nabolandene og støttes fuldt ud af panelet. Vi vil i dette kapitel drøfte egnetheden af andre indikatorer. Vi ser på anvendelsen af Kd som en indikator for akvatiske makrofyter og angiospermae, og vil efterfølgende drøfte indikatorerne for iltvind og næringsstofbegrænsning, som anvendes i den statistiske modelleringstilgang. De centrale spørgsmål er, om disse indikatorer er brugbare til at demonstrere vigtige økologiske kvalitetsaspekter, om de kan relateres til næringsstofftilførsel, og om de skal være en del af den videnskabelige modelleringstilgang.

### 4.1 Kd som en indikator for det biologiske element “bentisk vegetation, makroalger og angiospermae”

En af de tre primære indikatorer, som anvendes i vandrammedirektivet som mål for god økologisk tilstand er status for akvatiske makrofyter og angiospermae. I de fleste danske fjorde og farvande handler dette om ålegræs (*Zostera marina*), selvom det ikke er den eneste optrædende type dækfrøede plante. Vandaks (*Potamogeton*-arter) og *Ruppia* kan dække store områder af nogle økosystemer og bør medtages som “angiospermae/dækfrøede planter”. I de systemer, hvor dette sker (f.eks. Odense Fjord), er det imidlertid stadig ålegræs, som dominerer de dybere (>1,5 m) områder, og det er derfor fortsat den mest afgørende indikator. Panelet har ikke et komplet overblik over situationen i alle de forskellige vandområder, men fremhæver den generelle karakter af den nødvendige “angiospermae”-indikator, således at den til tider i hvert fald som udgangspunkt kan adskille sig fra den enkelte “*Zostera* maksimumdybde”-indikator.

I den videnskabelige dokumentationsrapport og den underliggende modeludvikling anvendes vandgennemslugtighed, udtrykt som lyseksinktionskoefficienten  $K_d$  ( $m^{-1}$ ), som alternativ til dybdegrænsen for ålegræs. Dette er baseret på solid videnskabelig dokumentation af, at ålegræs kræver en lysintensitet på bunden på mellem 10 og 20 % af det indfaldende lys. Valget på 14 % er truffet på basis af denne litteratur og områdespecifikke eksperimenter i danske vande, og er velbegrunderet. Panelet påpeger imidlertid, at den gennemsnitlige lysintensitet, som når bunden i et vandsystem på en bestemt dybde, som følge af den ikke-lineære interaktion mellem lysintensitet og  $K_d$  og på grund af tidsmæssig spredning i  $K_d$ , kan afvige væsentligt fra den lysintensitet, som er beregnet på denne dybde ved hjælp af gennemsnits- $K_d$ .<sup>2</sup>

Som det tydeligt fremgår af rapporten, er vandgennemslugtighed en nødvendig men utilstrækkelig betingelse for, at havgræs kan genetableres i disse fjordsystemer. Nylige undersøgelser af havgræsformering og overlevelse af voksne havgræsplanter har peget på faktorer som forstyrrende flydende alger, ophvirvling af fint materiale, forstyrrende sandorm, herbicider og andet, der kan påvirke genoprettelsen (Flindt et al, 2016; Kuusemäe et al, 2016; Canal-Verges et al, 2016). Det er sandsynligt, at selve forekomsten af ålegræs spiller en rolle for disse forhold, ikke kun som en frøkilde, men ved at opsamle og fastholde fint sedimentmateriale. Det fremgik af en generel undersøgelse (van der Heide et al, 2011) og af et konkret genopretningstilfælde i Nordamerika (Orth et al, 2012), at det kan føre til alternative stabile tilstande og en markant ikke-lineær adfærd:

<sup>2</sup> For eksempel hvis  $K_d$  har en lognormal fordeling med en logaritisk middelværdi på -1.0 (gennemsnit omkring  $0,4 m^{-1}$ ) og en logaritisk standardafvigelse på 0,5, var gennemsnitsdybden for, hvornår 14% af indfaldende lys er tilbage, 6,15 m, hvorimod dybdegrænsen beregnet på baggrund af den gennemsnitlige  $K_d$  er 4,85 m. Vær opmærksom på, at forskellen afhænger af  $K_d$ 's statistiske fordeling i praksis, som panelet ikke kan evaluere.

Forekomst af omfattende havgræsenge bidrager til at holde vandet klart og når ned til dybere vande, men uden engene vil vandet forblive uklart, hvilket forhindrer udviklingen af enge. Som en følge heraf vil genopretningen af havgræsenge (dvs. overgang fra ikke-vegetation til vegetation) muligvis stille strengere krav end kravene i forbindelse med bevarelse af en eksisterende vegetation. Disse strengere krav kan hænge sammen med lavere næringsstofbelastninger, men også med udelukkelsen af andre forstyrrende faktorer. Det er derfor usandsynligt, at  $K_d$  alene dækker hele spektret af betingelser, som er nødvendige for restaurering af ålegræs, men det er endnu mere usandsynligt, at restaurering vil lykkes uden i det mindste at genoprette  $K_d$  til de niveauer, som er nødvendige for gode/moderate grænseforhold.

Tidsforløbet for  $K_d$  i vandområderne, som er undersøgt ved den statistiske modellering, fremgår af bilagene til denne evalueringsrapport. I de fleste tilfælde er det meget vanskeligt eller umuligt at fastslå en væsentlig nedadgående tendens i værdierne. Selvom der er rapporteret en betydelig sammenhæng mellem sommergennemsnittene (juni til august) for  $K_d$  med kvælstofbelastningen på 16 ud af 22 stationer [s. 94], er hældningskoefficienterne i disse sammenhænge meget lave [s. 94], og der er ikke observeret væsentlige ændringer i årgennemsnittene over tid på trods af ændringer i kvælstofbelastningen. Tilsvarende når det gælder den mekanistiske modellering er hældningskoefficienterne for ændringen i  $K_d$  som en funktion af kvælstofbelastningen som oftest små, og modellen kan ikke anvendes til at genskabe  $K_d$ -referenceværdier (observeret omkring 1900) ved at anvende referencebelastninger fra 1900 i modellen. Den samlede værdi for  $K_d$  på tværs af alle systemer ved referencebelastninger er cirka  $0,15 \text{ m}^{-1}$ , mens den samlede værdi i observationerne er cirka  $0,35 \text{ m}^{-1}$ . Modellen er kalibreret til at genskabe middelværdien hensigtsmæssigt, men er ikke i stand til at registrere den samlede variation (tidsmæssigt og på tværs af systemerne) særligt godt.

Med udgangspunkt i en statistisk analyse af alle danske vandsystemer siden 1980'erne rapporterer Riemann et al (2016) en markant stigning i sigtedybden (Secchi) mellem 1980 og 1990, hvor mange systemer overgik fra hypertrof til eutrof tilstand, men ingen systematisk trend efterfølgende. De bemærker desuden, at sigtedybde data faktisk overestimerer virkningen på  $K_d$  på grund af et skift fra lysspredning til absorption som den primære lysextinktionsmekanisme mellem 1980 og 2010. Sammenfattende synes ingen af de statistiske analyser eller modeller for et enkelt system at være i stand til at påvise, at  $K_d$  i høj grad afhænger af næringsstofbelastningen i perioden 1990-2013.

Når man imidlertid på tværs af systemerne, ser på dataene i bilag B i den videnskabelige dokumentationsrapport for klorofyl a og  $K_d$  i de systemer, som er undersøgt ved hjælp af den statistiske model, er der tegn på en markant sammenhæng mellem den gennemsnitlige klorofyl a-koncentration og den gennemsnitlige  $K_d$  i undersøgelsesperioden (se figur 4 i kapitel 8). Det er sandsynligt, at en almindelig årsag – højst sandsynligt den relative indflydelse af ferskvandselementet på vandet i fjorden – bestemmer begge. Vi ser dog ikke inden for hvert enkelt system en korreleret sammenhæng i tid for de to indikatorer i perioden 1990-2012. Det er en yderligere interessant observation, at målene for  $K_d$  og klorofyl a, som er udledt i den videnskabelige dokumentationsrapport, viser præcis den samme sammenhæng, men i et snævrere område for begge indikatorer. Da disse referenceværdier repræsenterer historiske betingelser, må det antages, at  $K_d$  og klorofyl a samvarierer i tid over århundrede-lange tidsskalaer. Det er derfor muligt, at  $K_d$  reagerer på næringsstofbelastning, men med markant forsinkelse og kun over lange tidsskalaer.

I lyset af disse overvejelser konkluderer panelet, at begge indikatorer repræsenterer eutrofieringsvirkninger, men at den anslåede virkning af reduktion af næringsstoffer på klorofyl a er mere pålidelig end den anslåede virkning heraf på  $K_d$ .

Den videnskabelige dokumentationsrapport tyder på, at andre årsager, særligt

tilstrømning af opløste og organiske partikler fra ferskvand samt langtidsopbevaring af fint og svampet sedimentmateriale påvirker vandets gennemsigtighed. Tendenser inden for bentiske filtrerende havsnegle (som er faldet markant i biomasse mellem 1990 og 2017 – se Riemann et al, 2016) kan også være en årsagsfaktor. Det kan antages, at filtrerende havsnegle falder i biomasse som en følge af faldet i fytoplanktons primærproduktion, som kan betyde mindre filtrering og fastholdelse af fine partikler i sedimentet. Det er vanskeligt at vurdere hver enkelt af disse hypoteser, men den meget klare sammenhæng mellem gennemsnitsklorofyl og gennemsnits-Kd på tværs af systemer antyder, at tilstrømningen af nogle stoffer med ferskvandet, som muligvis er højere i dag end i 1900, spiller en fremtrædende rolle. I deres svar på panelets spørgsmål har forskerne foretaget en grundig analyse af og udelukket muligheden for, at herbicider spiller en væsentlig rolle i denne ferskvandsindflydelse. Den mest sandsynlige hypotese er, at tilstrømningen af farvede organiske stoffer er øget mellem 1900 og i dag.

Konsekvenserne af at inddrage Kd som en vigtig indikator for vandkvaliteten, når der ikke findes stærke hælningskoefficienter mellem næringsstofbelastningen og Kd, er forskellige for hhv. den mekanistiske og den statistiske modellering. Den mekanistiske modeltilgang estimerer, hvilken del af afstanden mellem mål og tilstand som kan overvindes ved at reducere danske landbaserede kvælstofkilder. Den korrigerer for denne andel i beregningen af den nødvendige indsats. Panelet anser denne tilgang som passende og mener ikke, at den fører til uberettiget overvurdering af den krævede indsats.

Den statistiske modeltilgang følger ikke samme ræsonnement som den mekanistiske model. For nogle vandområder beregnes det, at reduktion af kvælstoftilførsler på et godt stykke over 100 % er påkrævet for at bringe Kd ned til målniveauer. Dette er selvfølgelig fysisk umuligt. Problemet løses ved at "oversætte" den meget høje indsats til [25 % hvis beregningen er 25 %-100 %, 50 % for beregning 100 %-200 %, 75 % for beregning >200 %]. På trods af spørgsmål til forskerne har panelet ikke været i stand til at finde logikken bag denne oversættelse. Forskerne argumenterer for, at det basalt set handler om ekspertskøn, og desuden, at 25 % er i størrelsesordenen af kvælstofbelastningens årlige svingninger, og derfor skal en "stor" indsats være over dette niveau, dog ikke i for høj grad. Efter panelets opfattelse tilfører "oversættelsen" et unødigt element af tilfældighed til hele proceduren, som står i modsætning til den generelle evidensbaserede tilgang, og at den derfor udsætter den samlede procedure for uproduktiv kritik. Panelet bemærker endvidere, at situationen her er analog med situationen, som behandles i kapitlet om mekanistisk modeltilgang, hvor målværdien meget ofte ikke kan nås fuldt ud med reduktion af dansk landbaseret kvælstof. Derfor anbefaler panelet harmonisering på tværs af de to modeltyper, og at tilgangen i den mekanistiske model også anvendes til den statistiske model.

I det videre arbejde anbefaler panelet at revidere tilgangen for denne VRD-indikator ved at indlede med den grundlæggende konstatering, at ikke Kd, men overlevelse og genoprettelse af akvatisk angiospermae-vegetation er det egentlige kriterium. I nogle systemer kan dette kriterium i realiteten opfyldes af andre arter end ålegræs (f.eks. *Ruppia* eller *Potamogeton*-arter), hvorved kriteriet også kunne anses som generelt opfyldt. I de fleste tilfælde vil ålegræs imidlertid være den interessante art. Som nævnt ovenfor har nyligt modelleringsarbejde af Kuusemäe et al (2016) og Flindt et al (2016) antaget en mere omfattende synsvinkel på genoprettelse af ålegræs og kvælstofbelastningens påvirkning af processen. Dette arbejde er faktisk indbygget i de mekanistiske modeller, som er anvendt i den aktuelle undersøgelse, men resultaterne er ikke anvendt direkte med henblik på at vurdere kvælstofreduktionens påvirkning af genoprettelsen af havgræs. Panelet foreslår at gøre bedre brug af disse modeller, sandsynligvis efter mere omfattende validering, for at kunne vurdere kvælstofreduktionens påvirkning af muligheden for udvikling af havgræs mere direkte.

I lyset af de tilsyneladende vanskeligheder ved at vurdere kvælstofreduktionens virkning på Kd over korte tidsskalaer, Kd's utilstrækkelighed som en fremstilling af alle

de faktorer, som er nødvendige for genoprettelse af havgræs, og den klare sammenhæng mellem Kd og klorofyl a både i tilstand og mål over længere tid foreslår panelet, at vigtigheden af Kd i de endelige beregninger af de påkrævede reduktioner nedjusteres forholdsmeæssigt. Det anbefaler desuden fortsatte undersøgelser, hvor betingelserne for genoprettelse af havgræs forsøges vurderet på basis af mere omfattende modeller, der allerede er udviklet. I manglen på sidstnævnte og i lyset af sammenhængen mellem Kd og klorofyl a er panelet af den opfattelse, at overholdelsen af "én ude, alle ude"-princippet i forhold til Kd og klorofyl a, ikke er obligatorisk. Det vil måske være ønskeligt at anvende et vægtet gennemsnit af reduktionsbehov for begge indikatorer.

## 4.2 Andre indikatorer anvendt i den statistiske model

I modsætning til den mekanistiske model bygger den statistiske modellering sine konklusioner på tre andre indikatorer: (1) forekomsten af iltsvind, (2) økologiske tegn på iltsvind på grund af næringsstoffer og (3) klorofyl og (4) antal dage med kvælstofbegrænsning af fytoplanktonvækst. Indikator (2) og (3) gives halv vægt, da de sammen vurderer ét element. Sammenlignet med klorofyl a og Kd gives kombinationen (2) - (3) og indikatorerne (1) og (4) halv vægt.

Panelet er overrasket over, at disse indikatorer kun er medtaget i den statistiske modeltype, da det kunne have været gjort i den mekanistiske model også. Sidstnævnte indeholder alle de variable, som er påkrævede for at vurdere betingelser for iltsvind/iltmangel, og desuden direkte estimater af næringsstoffers begrænsning af fytoplanktonvækst. Den asymmetriske situation gør, at de to modeller ikke så let kan sammenlignes, og reducerer procedurernes troværdighed i forhold til gennemsnitsberegning af de to modeltilgange, f.eks. ved arbejde med metamodeller. Panelet bemærker desuden, at der i metamodeller baseret på den statistiske tilgang til tider medtages sekundære indikatorer og andre gange ikke, afhængigt af om dataene er tilgængelige.

Hvad angår forekomsten af iltsvind bemærker forskerne i den videnskabelige dokumentationsrapport, at:

*"Der er direkte dokumentation for en sammenhæng mellem næringsstofbelastning og iltkoncentrationer i bundvand (Markager et al, 2006) og størrelsen af områder med iltsvind/iltmangel (Scavia et al, 2003; Christensen et al submitted). Denne sammenhæng kompliceres imidlertid af en betydelig forsinkelse og en høj følsomhed over for klimavariabel som vandtemperatur og vindpres."*

Hvad angår antal dage med næringsstofbegrænsning viser figur 8.7 i den videnskabelige dokumentationsrapport en direkte sammenhæng med klorofyl a-koncentrationer, men med betydelig spredning (y-aksens logskala taget i betragtning). Der kan derfor stilles to spørgsmål: Måler de supplerende indikatorer et væsentligt andet parameter sammenlignet med klorofyl a og Kd, og kan effekterne af næringsstofreduktion på begge indikatorer vurderes pålideligt?

Det er panelets opfattelse, at begge kriterier fører til tvivl om anvendeligheden af disse indikatorer. Det står klart, at fytoplanktonproduktion og biomasse hænger sammen med mængden af organisk materiale, der synker til bunds og fremmer iltforbruget. Det kunne være en årsag til at medtage foråret i klorofyl a-indikatoren, men der kan under alle omstændigheder forventes en sammenhæng mellem klorofyl a og sandsynligheden for forekomst af iltsvind.

Det skal desuden bemærkes, at store mængder klorofyl a om sommeren er det anvendte økologiske tegn på iltsvind. Iltsvinds store afhængighed af vejrforholdene medfører stor variabilitet, som skjuler effekterne af næringsstofreduktioner på indikatorerne. Der er i det væsentlige kun én (on/off) observation pr. år. Ud over disse vanskeligheder er det nødvendigt at anvende en lettere vilkårlig søgetabeltilgang for at estimere den krævede næringsstofreduktion for forbedring i iltsvindindikatorer.

For indikatoren "dage med næringsstoffbegrænsning" kan det forventes, at næringsstoffreduktion, såfremt den overhovedet har effekt på klorofyl a, kun kan have virkning i takt med næringsstoffbegrænsningen. Det er vanskeligt at se, hvordan denne indikators reaktion kan adskille sig fra klorofyl a-koncentrationens reaktion. Sidstnævnte kan imidlertid måles lettere og mere pålideligt. Vi bemærker, at der er betydelig uenighed i litteraturen om den korrekte værdi af  $K_m$ , Monod begrænsningsparameteren, og at der er væsentlige forskelle mellem forskellige fytoplanktonarter og -grupper. Det er også for denne indikator nødvendigt at bruge en søgetabel til at estimere de krævede belastningsreduktioner.

Overordnet set kan det siges, at selvom de sekundære indikatorer har til formål at beskrive vigtige økologiske fænomener, er det ikke let at overføre dem til nødvendige belastningsreduktioner (der er behov for eksperter og søgetabeller), og den tilførte værdi af disse indikatorer i forhold til klorofyl a og  $K_d$  er begrænset. Derfor er det panelets opfattelse, at disse indikatorer ikke fører til væsentlige forbedringer af modeltilgangen. Panelet anbefaler at anvende de mekanistiske modeller til en bedre undersøgelse af, hvordan det væsentlige fænomen iltsvind kan kædes direkte sammen med krævede næringsstoffreduktioner, før de anvendes i praksis til at vurdere den krævede næringsstoffreduktion. Hvis det på baggrund af disse undersøgelser kan besluttes at anvende disse supplerende indikatorer, bør de medtages i både den statistiske og mekanistiske modeltilgang for at sikre sammenhæng.

## 5. Fokus på kvælstof contra fosfor

I dette kapitel vurderes det, i hvilket omfang den videnskabelige dokumentationsrapport *a priori* udelukkende fokuserede på reduktion af kvælstof (N) som foranstaltning til at opnå god økologisk tilstand, eller om der er beviser, der udelukker positive effekter af reduceret fosforbelastning (P). Vi adresserer derfor spørgsmålet om, hvorvidt forvaltningsmulighederne er blevet begrænset unødigt ved udelukkende at fokusere på reduktion af den årlige kvælstofbelastning.

### 5.1 Fosforbegrænsning

Næringsstofudledninger fra store punktkilder blev allerede i 1980'erne reduceret dramatisk, hvilket medførte et markant og forholdsvis pludseligt fald i fosforbelastningen. Efter denne første indsats er fokus rettet mod begrænsning af kvælstofbelastningen, primært via foranstaltninger i landbruget. Det har efterfølgende ført til et mere gradvist, men betydeligt fald i næringsstofførslen (primært kvælstofførslen). For øjeblikket er de samlede tilførsler af kvælstof og fosfor omtrent hhv. 4,2 og 3,4 gange højere end de estimerede referencetilførsler for år 1900 (Riemann et al, 2016). Det viser, at forholdet mellem kvælstof og fosfor i næringsstofførslen ikke afviger væsentligt fra den historiske tilførsel.

Tidligere undersøgelser har vist meget betydelige og signifikante reduktioner i primærproduktionen (f.eks. Timmermann et al, 2014) og klorofyl a-koncentrationer (f.eks. Riemann et al, 2016) som svar på de tidlige reduktioner af fosforbelastningen. Der er derfor ingen tvivl om, at reduceret fosforbelastning i princippet kan føre til forbedret vandkvalitet hvad angår VRD-indikatorer. Det er dog usikkert, i hvor høj grad disse historiske reaktioner kan overføres til de nuværende forhold, da udledninger fra punktkilder ikke havde årlig cyklus som de diffuse kilder, og de blev desuden observeret i generelt hypertrofe situationer, som ikke kan sammenlignes med den aktuelle tilstand.

Traditionelt set har de marine kystvande været anset som kvælstofbegrænsede, men i de seneste årtier er forskere i stigende grad blevet opmærksomme på komplicerede mønstre, der i fællesskab virker begrænsende, og indviklede næringsstoffodynamikker. Processer som kvælstoffiksering og frigivelse af fosfosedimenter kan ændre den langsigtede reaktion sammenlignet med fytoplanktons direkte reaktion på næringsstofførsel over korte tidsskalaer. En række undersøgelser af danske vande bekræfter, at kvælstof generelt begrænser algeproduktion om sommeren, og fosfor begrænser ofte om foråret, men der er sæsonmæssige og geografiske udsving i næringsstoffbegrænsningen. Disse feltundersøgelser antyder, at det i det mindste i nogle systemer kan være muligt at regulere den årlige primærproduktion ved reduktion af fosforbelastningen.

### 5.2 Behandling af kvælstof og fosfor i den videnskabelige dokumentationsrapport

Der lægges stor vægt på reduktion af kvælstofbelastning i den videnskabelige dokumentationsrapport, og her spiller en række aspekter ind. Vi behandler særligt typen af de anvendte indikatorer, valget af undersøgelsesperiode, procedureerne for den statistiske modellering og den mekanistiske models karakteristika.

Baggrunden for alle beregninger er indikatorerne klorofyl a og Kd om sommeren. Det kan have konsekvenser for det faktum, at der udelukkende fokuseres på reduktion af kvælstofbelastning.

Sommer-fytoplankton er i de fleste danske vandområder overvejende kvælstofbegrænset. Valget af sommer-klorofyl a som en indikator har muligvis henledt opmærksomheden primært på processer, som er dominerende om sommeren, og på



kvælstofbelastning som en primær årsag til eutrofiering. Dette påpeges også i den videnskabelige dokumentationsrapport, som antyder, at udviklingen af nye indikatorer med fokus på andre dele af sæsonen kunne give et mere forskelligartet fokus på både kvælstof og fosfor.

Overordnet set er det panelets opfattelse, at valget af indikatorer, som kun repræsenterer sommerforhold, kan være for restriktiv. I vandet med en vis grad af lagdeling bidrager forårsblomstringen mest til eksportproduktion, hvilket fører til opblussen af organisk materiale på sedimentet og i vidt omfang bestemmer iltforbruget i resten af sæsonen, som kunne føre til frigivelse af fosfor fra sedimenterne. Den videnskabelige dokumentationsrapport antyder, at begrænsningen af den fosforinducerede forårsblomstring sker i et antal vandområder, hvilket tyder på, at virkningen af reduceret fosforbelastning på en indikator, som repræsenterer hele vækstsæsonen, kan være markant.

En anden faktor, som potentielt set udelukker fosfors mulige betydning i analysen, er den valgte periode for den statistiske model (1990-2013). Denne periode udelukker det meste af perioden med markant udvikling af effektiv spildevandsbehandling i 1980'erne, som førte til et væsentligt fald i fosforbelastning fra punktkilder. I de fleste vandområder er fosforbelastningstendenserne, som nu domineres af diffuse kilder, mindre signifikante end kvælstofbelastningstendenserne, og det er derfor naturligvis mere vanskeligt at fastslå signifikante effekter. Panelet støtter imidlertid valget af periode, da sæsonmæssige udsving og mekanismer i fosforbegrænsningen i nuværende situationer kan være anderledes end den historiske, punktkilde-dominerede situation, som anført ovenfor.

I den statistiske modeltilgang kan proceduren for valg af variable have sløret den potentielle rolle af fosforreduktion. Der er en forudindtaget i udvælgelsen af variable mod regressioner, som indeholder kvælstof. Dette indtræder første gang med den automatiserede proces for udvælgelsen af variable. Så snart kvælstofbelastning er valgt som den dominerende variabel, ses der bort fra mulig fosforafhængighed, da fosforbelastning ikke længere anses som en sekundær uafhængig variabel. Hvis på den anden side fosfor vælges som den dominerende variabel, anvendes denne regressionsmodel ikke. Det vil sige, at potentiel indflydelse af reduceret fosforbelastning, eller kombinationer af reduceret kvælstof- og fosforbelastning, ikke undersøges nærmere.

De mekanistiske modeller omfatter alle relevante processer for modelleringseffekter af både kvælstof og fosfor og kombinationer af disse. Det primære fokus hvad angår formulering af scenarier ligger imidlertid på kvælstof, og de få scenarier, som også omfatter fosforreduktioner, er ikke detaljerede og muligvis ikke optimale til at undersøge indflydelsen af reduceret fosforbelastning. Vi bemærker herudover, at for en væsentlig andel af vandområdernes vedkommende, synes modellerne at overestimere fosforkoncentrationerne om sommeren. Dette kan have elimineret den potentielle indflydelse, som reduceret fosforbelastning kunne have på indikatorerne.

### **5.3 Mulige forvaltningsimplikationer**

På baggrund af de forskellige faktorer, som fører til fokus på reduktion af kvælstofbelastningen, konkluderer panelet, at undersøgelsen ikke viser signifikante bidrag fra fosforbelastningen på sommerindikatorerne, men der er ikke tilstrækkelig stærk evidens for at udelukke, at fosforreduktioner eller kombinerede kvælstof- og fosforreduktioner kunne være effektive i forhold til at nedbringe årgennemsnittene af klorofylniveauer og sedimentiltforbruget.

Det kan skabe væsentlige forvaltningsimplikationer at holde muligheden for kombineret kvælstof-/fosforreduktion åben i regioner, hvor der er behov for meget omfattende reduktioner af kvælstofbelastning. Målrættede undersøgelser, som giver en ramme af kombinationer for højst tilladte kvælstof- og fosfortilførsler, ville sandsynligvis føre til

større fleksibilitet og en mere omkostningseffektiv næringsstofforvaltning i disse områder. Samtidig med denne anbefaling anerkender panelet, at der allerede er gjort en stor indsats for at reducere fosforbelastningen fra byspildevand, og at der kun kan forventes en lille positiv effekt af intensivning af denne indsats, i henhold til det faldende udbyttes lov. Men enhver innovativ tilgang til at nedbringe resterende fosforbelastninger, herunder fosforbelastningen fra landbruget, kunne øge udbuddet af potentielle foranstaltninger væsentligt. Panelet anbefaler modellerne for vandområdebelastning i kombination med de mekanistiske modeller anvendt i den videnskabelige dokumentationsrapport til at undersøge mulighederne.

#### **5.4 Sæsonmæssige udsving**

Fokus på sommerindikatorer i kombination med vandområder med kort opholdstid indebærer en direkte forbindelse mellem sommerbelastninger og indikatoren. Der er typisk korte opholdstider i mange danske fjorde, fra få dage til omkring tre måneder (Rasmussen and Josefsson, 2002). Selvom indikatorerne inkluderer forårets fytoplanktonblomstring, vil regulering ved hjælp af kvælstofbelastning oftest fokusere på sommerperioden i vandområder, hvor fosfor begrænser forårsblomstringen. Der ser ud til at være en god mulighed for at regulere god økologisk tilstand ved at fokusere på sommerbelastningerne i stedet for de årlige integrerede belastninger. Panelet anerkender, at problemet kompliceres af kvælstoflagring i systemet i form af organiske kvælstoflagre, som akkumulerer over sæsonen og endda over år, så beregningen ikke er ligetil. Der skal desuden tages hensyn til geografisk forskydning af problemer til andre systemer som en følge af udskylning af næringsstofbelastning om vinteren. På trods heraf er det panelets vurdering, at de udviklede modelværktøjer, særligt den mekanistiske model, er i stand til at undersøge scenarier med sæsonmæssig regulering af kvælstof- (og fosfor-) tilførsel til systemet. Forvaltningen af næringsstofbelastningen kunne derfor fokusere på at optimere effekten i de kystnære fjordvande. Panelet har ikke et fuldstændigt overblik over potentialet i, at landbruget især fokuserer på kvælstofbelastningen om sommeren. Det er imidlertid panelets anbefaling at undersøge mulighederne for dette og bruge de mekanistiske modeller til at vurdere, hvilken effekt dette vil have på indikatorerne for god økologisk tilstand.

## 6. Statistisk modellering

I dette kapitel behandler og sammenfatter panelet de statistiske modelleres formål og grundlæggende udformning, samt hvordan de bruges til at definere målbelastninger. De vigtigste emner er gennemsnitsberegningen i de statistiske og mekanistiske modeller, analysen af variabiliteten i klorofyl a og Kd-reaktioner inden for og på tværs af systemer, fosfor- og kvælstofbelastningernes kollinearitet, bortfiltreringen af effekten af udskylning og usikkerheden og den medfølgende risiko for over- og underdimensionering af målbelastninger.

### 6.1 Udformning

Den statistiske modeltilgang, som den fremlægges i den videnskabelige dokumentationsrapport, sigter på at demonstrere, at indikatorerne klorofyl a, Kd, iltsvind, iltmangel, antal dage med næringsstoffbegrænsning afhænger af kvælstof- og fosforbelastningen og en række andre fysiske og kemiske karakteristika i systemet. De statistiske modeller (der er en model pr. tilstrækkeligt overvåget vandområde) analyserer også, hvordan koncentrationer af samlet kvælstof og samlet fosfor afhænger af næringsstoffbelastninger og fysisk-kemiske karakteristika. Sidstnævnte analyser giver information om systemernes funktion, men bruges ikke for alvor i den overordnede modelleringsprocedure.

Der er foretaget nogle basale valg i udformningen af den statistiske model i begyndelsen af undersøgelsen. De vigtigste valg er:

- Begræns databasen, som analyseres af den statistiske model til perioden 1991-2012. Det indebærer, at det omfattende fald i fosfortilførsel samt de økologiske konsekvenser af dette fald generelt ikke er en del af den analyserede database.
- Begræns udformningen af statistiske modeller til de systemer, hvor der er tilstrækkelige data til rådighed. Det kan altid diskuteres, hvad "tilstrækkelig" er, men panelet er af den opfattelse, at valgene er fornuftige og velbegrundede.
- Anvend årlige gennemsnit af næringsstoffbelastninger, koncentrationer og andre variable som basis for modelleringen.
- Udarbejd en statistisk model pr. vandområde uden modeludvikling på tværs af systemer.
- Udfør en metode til valg af variable for signifikante uafhængige variable, hvor der (på grund af kollinearitetsproblemer) kun er indtastet én type næringsstoffbelastning (enten kvælstof eller fosfor) i sættet af uafhængige variable.

De vigtigste resultater af de statistiske modeller er hældningskoefficienterne for forholdet mellem kvælstofbelastning og indikatorerne klorofyl a og Kd. Disse hældningskoefficienter bestemmes kun, hvis kvælstofbelastningen blev valgt som den vigtigste uafhængige variable og derfor er indtastet i den statistiske model. Når dette ikke er tilfældet, er der anvendt alternative løsninger. Den statistiske model, der er anvendt til at vurdere hældningskoefficienterne (Partial Least Squares) adskiller sig fra den model, der er anvendt til at vælge variablene (Multiple Linear Regression).

Udformning og anvendelse af den statistiske model er velforklaret i den videnskabelige dokumentationsrapport. Målene for tilpasningsgrad anføres på forskellige stadier af beskrivelsen. Der er ikke givet en formel usikkerhedsanalyse for den samlede model eller en variansvurdering for de estimerede parametre (særligt kvælstofbelastning – indikatorhældningskoefficienter).

## 6.2 Panelets vurdering af den grundlæggende modeludformning

Panelet ser tre store anvendelsesområder for resultaterne af de statistiske modeller:

- Vurdere forholdet mellem næringsstofbelastning og indikatorer over forholdsvis lange tidsskalaer (5-10 år), som grundlag for vurdering af referenceforhold for klorofyl a, og virkningen af belastningsreduktioner i forhold til at opnå målbetingelserne.
- Formidle indsigt i vandområdekarakteristika, som forklarer forskellene mellem vandområder i tilstand eller hældningskoefficienter.
- Tilvejebringe en uafhængig, evidensbaseret kontrol af nøjagtigheden af den mekanistiske modeltilgang.

Panelet bemærker, at de statistiske modeller ikke er nødvendige for at kortlægge, at næringsstoffer, både kvælstof og fosfor, har stor betydning for fytoplankton. Dette blev også fastslået af forskerne, der understregede, at mængden af videnskabelige beviser på disse sammenhænge er omfattende.

I modsætning til forskerne stiller panelet imidlertid spørgsmål ved behovet for valg af variable. Det indebærer, at to metoder (MLR og PLS) blandes. Det fører også til den antagelse, at kvælstofbelastningen i nogle systemer slet ikke var involveret i bestemmelsen af klorofyl a og Kd. I de systemer hvor kvælstofbelastningen blev valgt som den vigtigste bestemmende faktor, kan mulige sekundære effekter af fosforbelastningen ikke vises og bliver slettet. Den vigtigste konsekvens af dette er imidlertid, at det kan føre til et forudindtaget skøn af hældningskoefficienter og målbelastninger. Hvis hældningskoefficienten i et bestemt vandområde er meget lille (tæt på nul), er det meget sandsynligt, at kvælstofbelastningen ikke bliver valgt som den vigtigste uafhængige variable i udvælgelsesproceduren. Det betyder, at hældningskoefficienten for dette system bliver estimeret til den gennemsnitlige typespecifikke hældningskoefficient, hvilket næsten uundgåeligt vil føre til en højere hældningskoefficient, end dataene viser. Dette vil igen føre til en lavere reference- og målværdi for systemet end peget på af dataene. Da disse referenceværdier efterfølgende indgår i en typespecifik gennemsnitsberegning, vil de endelige konsekvenser af valgene være vanskelige at vurdere, men vil sandsynligvis påvirke måltallene for alle systemer af denne type.

Panelet er desuden af den opfattelse, at der ikke for alvor er en grund til at vurdere indikatorernes kortsigtede reaktion på år-til-år-variationer i næringsstofbelastninger, med eller uden tidsforsinkelse på få måneder. Det er velkendt, at både næringsstofbelastninger og koncentrationer af næringsstoffer og klorofyl varierer betydeligt med ferskvandsudskiftning, som varierer fra år til år. Indikatorernes kortsigtede (dvs. år-til-år) reaktioner på kortsigtede variationer i næringsstofbelastningen er ikke nødvendigvis de samme som reaktioner set over årtier, som er det, undersøgelsen i virkeligheden ønsker at vurdere. Høj udledning vil for eksempel ikke blot øge den samlede næringsstofbelastning i et system, men vil samtidig reducere ferskvandets opholdstid og dermed økosystemets evne til at optage og bruge disse næringsstoffer. Dette kan stå i modsætning til en stigning i næringsstofbelastningen over årtier, hvor der kan forventes tydeligere og muligvis også andre økologiske reaktioner.

Panelet er derfor af den opfattelse, at der er behov for et stærkere fokus på de langsigtede hældningskoefficienter og variabiliteten på tværs af systemer. Ved at bruge blandede eller bayesianske hierarkiske modeller kan variationer på kort og lang sigt adskilles, og kollinearitet mellem variable kan indbygges som en del af modellen (Malve & Qian, 2006).

Danske vandsystemer adskiller sig fra hinanden hvad angår en række morfologiske og hydrografiske karakteristika, hvilket fører til en mangfoldighed af systemer, som ikke er

særligt godt dækket af de få typer, som anvendes i typologien (se kapitel 3 i denne evalueringsrapport). Der er imidlertid en lille række karakteristika, som formentlig dominerer forskellene i næringsstof-, klorofyl- og Kd-status mellem systemerne. Den relative indflydelse af ferskvand i vandet, afhængigt af udlednings-, udskylnings- og udskiftningshastighed i forhold til kystsystemet, vil højst sandsynligt være en afgørende parameter. Næringsstofkoncentrationer i havvand er forholdsvis stabile og har ikke ændret sig meget fra referenceforholdene til nu. I modsætning hertil er næringsstofkoncentrationer i ferskvand meget højere og er naturligvis meget mere direkte påvirkede af næringsstofbelastninger. Som følge heraf kan det forventes, at en stor del af variationen i tilstand og hædningskoefficienter systemerne imellem kan forklares med en statistisk model på tværs af systemer som foreslået ovenfor. Hovedformålet med denne udformning er at forbedre vurderingen af hædningskoefficienter inden for et system med information fra lignende systemer andre steder og at forbedre anvendelsen af metamodeller. Det bør resultere i en model, der vurderer hædningskoefficienter (som er de vigtigste resultater) på basis af uafhængige variable, der sammenfatter vandområdets karakteristika og samtidig estimerer (og evaluerer) systemspecifikke afvigelser. En sådan tilgang vil udgøre en forbedring i forhold til den nuværende ét-system-modeltilgang.

For at den statistiske model skal kunne give en uafhængig, evidensbaseret kontrol af resultaterne af den mekanistiske modellering, skal to krav være opfyldt. For det første må procedurerne for de statistiske og mekanistiske modeller ikke blandes unødigt sammen i de første stadier (se kommentarerne i kapitel 8 i denne evalueringsrapport). For det andet bør den statistiske model indeholde en formel vurdering af varianser mellem de estimerede parametre. Statistiske modelteknikker har meget bedre formelle metoder til at vurdere usikkerhed end mekanistiske modeller, og dette bør udnyttes til bedre at formalisere usikkerheden som resultat af modelleringen og datausikkerheden. Til at gøre denne evaluering mest effektiv egner udformningen af en enkelt statistisk model på tværs af systemer sig bedre end det nuværende sæt af separate ét-system-modeller.

### **6.3 Panelets evaluering af resultaterne af den statistiske model**

Selvom det kan virke overflødig at udvikle to modeltyper, den statistiske og den mekanistiske, mener panelet, at denne tilgang skal fortsættes. Den righoldige danske database er et aktiv, der skiller sig ud internationalt og giver mulighed for evidensbaseret kontrol af resultaterne af den mekanistiske model. Dette aktiv bør udnyttes, og de to modeltyper er en rigtig god måde at gøre det på. Panelet anbefaler imidlertid at lægge mere vægt på dette aspekt, f.eks. ved i højere grad at holde de to modeltyper separate og uafhængige gennem hele modelleringsproceduren, så kontrollen bliver mere klar og tydelig i de sidste stadier af resultatfortolkningen. Som anført ovenfor er panelet desuden af den opfattelse, at en statistisk modellering på tværs af flere systemer vil øge mulighederne for at opnå indsigt i de mulige årsager til modelafvigelse og bedre vil være i stand til at lette valget af de endelige forvaltningsstrategier på basis af modelsammenligning. Derudover vil en formel usikkerhedsanalyse i den statistiske model bidrage til at nå dette mål.

Hvad angår de aktuelle resultater af den statistiske model, mener panelet, at der er grund til at mistænke en forudindtaget i de estimerede hædningskoefficienter og referenceværdier på grund af proceduren i forbindelse med udvælgelse af variable som beskrevet ovenfor. Panelet mistænker, at hædningskoefficient-estimererne, som er en blanding af økologiske reaktioner på kort og langt sigt, muligvis ikke er retvisende som estimatorer for reaktionen på langt sigt. Panelet anser dog ikke disse bemærkninger som en grund til fuldstændig at afvise de statistiske modelresultater som utroværdige. De nævnte uoverensstemmelser er sandsynligvis små i forhold til den samlede rækkevidde af resultaterne og sammenlignet med den uundgåelige variabilitet i observationerne. Den anvendte PLS-regressionstilgang inden for ét system er robust og

forventes ikke at være overdrevet påvirket af blandingen af korte og lange tidsskalaer. Procedurene for valg af variable har ført til udskiftning af hældningskoefficienter med typegennemsnitlige hældningskoefficienter, men mest inden for typer med små hældningskoefficienter. Ikke desto mindre er der tilstrækkelig grund til at forbedre den statistiske model og hældningskoefficient-estimerne, der følger heraf.

## 7. Mekanistisk modellering

De mekanistiske modeller evalueres i dette kapitel hvad angår omfattede processer og teknisk implementering, præstation og de forskellige scenarier, der er anvendt.

### 7.1 Modellerne

Den mekanistiske modellering er baseret på DHI-systemerne MIKE 3 i kombination med ECOLAB. Der er opsat fire modeller: en stor model, der omfatter hele Østersøen op til Skagerrak (IDW-model) og tre modeller for specifikke fjorde; Limfjorden, Roskilde Fjord og Odense Fjord (fjordmodeller). Alt i alt er 45 af de 119 danske vandområder dækket af de mekanistiske modeller. IDW- og fjordmodellerne adskiller sig fra hinanden på en række måder, så de tilpasses til forholdene. De tre implementeringer af fjordmodellen er dog identiske hvad angår processer, men krævede til en vis grad forskellig kalibrering.

Den pelagiske dynamik i begge modeller følger klassiske NPZ- koncepter i lighed med andre modeller, og det bakterielle kredsløb er ikke udtrykkeligt opløst. Som supplement til mange andre lignende modeller er de indre næringsstofpuljer eksplicit modelleret ved hjælp af Droop-ligninger (Droop, 1968). Begge modeller omfatter også eksplicite variable for bentisk vegetationstilstand, men ikke bentisk fauna.

Fjordmodellerne er forholdsvis omfattende hvad angår processer, herunder avanceret fremstilling af bentisk vegetation og grundig beskrivelse af ophvirvling koblet med dynamiske bølgeforskydningsprocesser fra den hydrodynamiske model. Der tages højde for geografiske sedimentkarakteristika både for sediment-vandinteraktion og som kontrol af den bentiske vegetation.

IDW medtager specifikt tre autotrofiske grupper for at tage højde for sæsonmæssig udskiftning og kvælstoffiksering typisk for de åbne havområder i Østersøen. Fremstillingen af sedimenterne omfatter ikke udtrykkelig repræsentation af uorganiske partikler, og i stedet anvendes en empirisk direkte relation mellem forskydningsstress og turbiditet. Der var behov for forenkling af sedimentmodulet på grund af manglende informationsdetaljer mere generelt og på grund af computerbegrænsninger.

I mange biogeokemiske modeller estimeres klorofyl a retrospektivt ud fra den autotrofe biomasse ved hjælp af en specifik faktor. De modeller, der anvendes i den videnskabelige dokumentationsrapport er mere avancerede hvad angår dette aspekt i og med, at klorofyl a beregnes dynamisk på basis af autotrofernes og lysforholdenes tilstand. I IDW-modellen, hvor der er tre autotrofiske funktionelle grupper, tages der højde for de vægtede gennemsnitsbidrag fra alle grupper i beregningen af produktionen og fjernelsen af klorofyl a.

Vandgennemsigtheden,  $K_d$ , beregnes ud fra en relation, som omfatter klorofyl a-koncentrationen, affaldskulstof, (farvet) opløst organisk kulstof og uorganisk materiale. Alle disse komponenter indgår udtrykkeligt i modellen, selvom fremstillingen af uorganisk materiale i IDW er en mindre kompliceret empirisk relation end i fjordmodellen.

Overordnet kan det siges, at modellerne er ret omfattende og medtager alle processer, som vi mener er relevante i forhold til det aktuelle problem. MIKE-systemet inkl. delkomponenter er et modent system, selvom det ikke anvendes så ofte af forskere, hvorfor der ikke er et lige så stort antal fagfællebedømte artikler med ansøgninger, som der er for nogle 'open access' modelsystemer. På trods heraf ser vi ingen grund til at sætte spørgsmålstegn ved modelsystemets potentiale.

## 7.2 Modeludformning, kalibrering og validering

Alle modeller har en høj detaljeringsgrad, både horisontalt og vertikalt. IDW-detaljeringsgraden er tilstrækkelig til at opløse den indre fysiske dynamik, både i de smalle stræder og det geostrofisk balancerede Kattegat-Skagerrak-område. Computeromkostningerne for den høje detaljeringsgrad og en høj grad af kompleksitet er signifikante, hvilket fører til kompromiser i beregningsudførelsen og eksperimentsimuleringer. Der er på en fornuftig måde taget højde for alle relevante "forcing functions" (procedurer til at fremtvinge korrekt handlemåde). Simuleringsperioden var 2002-2011. Et kritisk element i tilførslen til vandløb er opdelingen af tilgængelige kulstofdata i forskellige kategorier af organisk kulstof i modellen, især CDOC (farvet opløst organisk kulstof), som påvirker Kd og varmebestandige og labile fraktioner af organiske næringsstoffer. Det er ifølge den videnskabelige dokumentationsrapport blevet håndteret i videst muligt omfang.

I det mindste hydrodynamikken i IDW-modellen er blevet anvendt tidligere og var en del af VVM for projektet for den faste Femern Bælt-forbindelse. Modellerne for Odense Fjord og Roskilde Fjord anvendes i vegetations- modelapplikationerne i Kuusemäe et al (2016) og Flindt et al (2016). Kun Limfjord-modellen er nyudviklet. Der er således en vis historik bag tre ud af fire implementeringer.

Alle fire modelimplementeringer er kalibreret uafhængigt af hinanden. Det har resulteret i til dels forskellige parameterindstillinger, også for de strukturelt identiske fjordmodeller. Ifølge forskerne er det kun omkring 10 parametre, som adskiller sig, og alle disse er i sedimentmodulet. Den faktiske kalibreringsprocedure beskrives ikke i detaljer, men for de tre modeller, som har været anvendt i fortiden, kan det forventes, at det har været en løbende proces over tid.

## 7.3 Validering

Hydrodynamikken vurderes kvantitativt hvad angår salinitet og temperatur. Saliniteten er vigtig, da den indikerer, om cirkulationen er korrekt og giver den rigtige blanding mellem vandløbsvand og åbent havvand i fjordene af forskellig størrelse. Temperaturen er af mindre betydning for cirkulationen, men afgørende for de biogeokemiske processer. Den kvantitative sammenligning viser, at modelresultaterne ligger pænt inden for kriterierne. På anmodning fra panelet stillede forskerne direkte tidsserie-sammenligninger af observationer og modelresultater til rådighed for alle fire modeller, og en gennemgang af disse viser fremragende overensstemmelse mellem model og data for både salinitet og temperatur. Panelet er overbevist om, at modellerne giver en ret præcis fremstilling af de fysiske processer.

Valideringen af de biogeokemiske modeller sker hovedsageligt ved sammenligning med observationer af klorofyl a, Kd og næringsstofkoncentrationer. Resultaterne er samlet pr. vandtype og måned for at forenkle præsentationen af valideringen af de biogeokemiske processer i modellerne. Denne præsentation kan hindre fortolkningen af størrelsen i forskellen mellem de modellerede og observerede årlige cykler. Der blev foretaget kvantitativ kompetencevurdering ved at beregne en omkostningsfunktion (måling af middelfvigelse skalasat efter variabelvariation) og korrelation fra samtidige modelresultater og observationer. På anmodning fra panelet stillede forskerne også eksempler på tidsserier af samtidige observationer og modelresultater fra udvalgte lokationer for de standardmålte variable.

Modellen adskiller på god måde forskellene i klorofyl a, Kd og næringsstoffer i vandtyper, og middelværdierne måles fint for alle variable.

Den sæsonbestemte cyklus for klorofyl a afspejles fint, selvom niveauerne er noget lave sent på foråret – tidligt på sommeren i type 2- og 3-vandområder, og efterårsblomstringen



ser ud til at være underestimeret i type 1 og 2-vandområder. Den sæsonbestemte cyklus af Kd er temmelig svag i særligt type 1 og 2-vandområder, så det er vanskeligt at værdisætte nøjagtigheden ud fra de sæsonbestemte gennemsnit i disse vandområder. Det er dog tendensen for alle typer 1-3, at Kd om sommeren er mindre end om vinteren, hvilket indikerer en vis påvirkning af en tidlig forårsblomstring, men sandsynligvis mere af vintervandløbsafstrømning og turbiditet fra ophvirvlet materiale. De Kd-tidsserieværdier, som forskerne har stillet til rådighed, bekræfter komplikationerne. De to stationer på åbent hav viser tilsyneladende tilfældige tidsvariationer i observeret Kd på grund af korttidsvariabilitet, og der kan ikke identificeres en visuel sæsonbestemt cyklus eller tendens. Der kan ikke ses en årlig cyklus (og kun lille variation) i tidsserierne for Odense Fjord og det centrale Limfjorden, hverken i observationerne eller i modelresultaterne. I Roskilde Fjord er der signifikant sæsonbestemt variation i Kd, men en visuel inspektion viser et uregelmæssigt mønster, som ikke afspejles særligt godt i modellen, og det er ikke tydeligt, hvad der forårsager variationerne. Tidsserierne med en tydelig sæsoncyklus stammer fra den indre del af Skive Fjord, og her foretager modellen præcis simulering af den lave Kd om vinteren og den høje Kd om sommeren.

Sæsonbestemt TN vises præcist i modellerne for alle vandtyper. Vinter-DIN er delvist overestimeret i type 1 og 2-vandområderne, og DIN er delvist overestimeret i det sene forår – tidlig sommer i type 3-vande. At vinter-DIN i type 1-vande overestimeres, bekræftes af forskernes tidsserieeksempler. Generelt præsterer modellen dog godt, når det handler om kvælstofcyklusser.

Der ser ud til at være en konsekvent overestimering af DIP om sommeren i type 1 og 2-vande, dog lidt senere i type 1 end i type 2-vande. Ved inspektion af tidsserierne tyder det på, at problemet er større i IDW, mindre i modellen for Limfjorden, mens den sæsonmæssige cyklus er helt korrekt i Odense Fjord og Roskilde Fjord. Vinter-DIP og TP-koncentrationerne er præcist modelleret for alle vandtyper.

Den kvantitative validering med hensyn til omkostningsfunktion og korrelation bekræfter den kvalitative validering ovenfor. Overordnet set er modellen neutral (omkostningsfunktion), hvilket indikerer, at niveauerne i modellerne er præcise med undtagelse af DIP i type 3-vande og til en vis grad type 1-vande og Kd i type 5-vande. Korrelationen er imidlertid fraværende for type 1-vandområder og svag for type 3-vandområder angående Kd.

Sammenligningen mellem den modellerede og den observerede primærproduktion indikerer, at modellen klarer sig godt i dette aspekt.

## 7.4 Simulering af referenceforhold

Der blev udført en hindcast-simulering til at vise forholdene omkring 1900. Forcing-procedurer blev generelt fastholdt på 2002-2011-niveau, mens belastninger og næringsstofgrænser krævede tilpasninger. Der blev inddraget passende vand- og luftbårne belastninger fra eksisterende solide datasæt, og grænsekonzentrationer i Skagerrak blev tilpasset i henhold til tidligere offentliggjort metodologi. For at overvinde dataudfordringen med at køre hele Østersøen til stabil tilstand, blev oprindelige forhold tilpasset i IDW-modellen i overensstemmelse med værdier i litteraturen. Det er panelets opfattelse, at udformningen af simuleringen af referenceforhold med den mekanistiske model er sund og baseret på nyligt offentliggjort videnskabelig viden om næringsstofbelastninger omkring 1900.

Der blev udtrukket reference-klorofyl a-konzentrationer for alle vandområder som et gennemsnit af simuleringens sidste fem år. Simuleringerne blev gentaget i få tilfælde for at sikre, at gennemsnitsforholdene var i balance med referencebelastningerne. Det er uklart, om der blev foretaget geografisk gennemsnitsberegning af klorofyl a-konzentrationerne på tværs af vandområderne eller ikke.

## 7.5 Scenarier og fastlæggelse af årsagssammenhænge

En forudsætning for udarbejdelsen af scenarier for belastningsreduktion er gennemførelsen af BSAP for andre lande end Danmark. Det indebærer større reduktioner i primært fosfor til selve Østersøen, Den Finske Bugt og Rigabugten, men også kvælstof til Østersøen, Kattegat og Den Finske Bugt. Der er meget lang reaktionstid på belastningsreduktioner til selve Østersøen og Bugterne. Estimeringer viser, at alle ændringer i det første årti efter gennemførelsen er inden for den naturlige variabilitet, men der vil forekomme signifikant reduktion i vinternæringsstof (primært fosfor)-koncentrationerne mellem en og to årtier efter gennemførelsen (HELCOM, 2013). Reaktionstidsskalaen har vist sig at variere mellem modellerne (Eilola et al, 2011), men er lang i alle tilfælde. Det betyder, at påvirkningen af reduceret belastning til selve Østersøen og Bugterne er begrænset i det årti, som ses på her. Det kan noteres, at næringsstofkoncentrationer vil fortsætte med at falde på længere sigt, og ifølge de underliggende kalkulationer i handlingsplanen for Østersøen var belastningsreduktioner til selve Østersøen en forudsætning for at opnå god økologisk tilstand i de danske bæltter.

Der blev udarbejdet tre scenarier for kvælstofreduktion for de danske belastninger ved forholdsmæssigt at reducere alle vandbårne belastninger med hhv. 15, 30 og 60 %.

Der er også et sæt scenarier, hvor de tre kvælstofscenarier kombineres med et geografisk fordelt fosforreduktionsscenario i henhold til reduktioner, som den danske Miljøstyrelse har specificeret. Det nævnes, at der ikke kunne ses nævneværdig effekt af fosforbelastningsscenerierne, men der er ingen udbygning af disse scenarier. Hvis fordelingen er sådan, at den største del af reduktionen sker i forholdsvis få vandområder, kan der potentielt være en effekt i disse, som ikke ses alle steder.

Indikatorværdier fra modelresultater kalkuleres som geografiske gennemsnitsværdier for vandområderne, og disse korrigeres til at stemme overens med den gennemsnitlige observationsværdi på målestationen.

Scenarierne uden reduceret fosforbelastning anvendes til at vurdere parametre for en forenklet erstatningsmodel, som er bygget på tidsmæssige gennemsnit fra 2007-2011. De tre scenarier anvendes til at fastlægge den lineære reaktionsfunktion. Den ekstrapolerede værdi ved aktuelle danske belastninger vil vise indikatorværdien, kun forudsat reduktioner fra andre lande. Den videnskabelige dokumentationsrapport omfatter også en gennemsnitsindikatorværdi fra referencescenariet til indikation af, hvor meget højere værdien vil blive som følge af højere belastninger fra andre lande. For de fleste vandområder og indikatorer er den lineære tilnærmelse passende. Det skal imidlertid huskes, at det kun er en del af den fulde effekt fra reduktionerne i handlingsplanen for Østersøen, som har haft tid til at udvikle sig i scenarierne, og det kan forventes, at vandkvaliteten i de åbne havområder, særligt i de sydlige områder, vil fortsætte med at forbedres med tiden.

Der er implikationer ved tilgangen med at køre scenarier med et konstant forholdsmæssigt belastningsfald. Nogle vandområder kan ændre sig på grund af belastningsreduktioner i tilstødende vandområder. Målbekæmpelser kan derfor ikke direkte underopdeles i individuelle vandområder, hvis der er risiko for, at der også er behov for reduktion i tilstødende bassiner for at opnå god økologisk tilstand. For fuldt ud at kunne udrede det individuelle bidrag geografisk på tværs af alle vandområder, er det nødvendigt at teste følsomheden af hvert enkelt vandområde i forhold til belastningsreduktioner, og muligvis endda kombinationer af vandområder, hvis effekten er ikke-lineær. Det ville udgøre en stor edbmæssig udfordring, og forbedringen i resultaterne vil sandsynligvis være lille. Årsagen til sidstnævnte er, at problemet primært angår de åbne havområder, som under alle omstændigheder integrerer belastningsreduktionen for en relativt stor region, mens lukkede vandområder stadig er

mest domineret af lokale reduktioner.

## 7.6 Konklusion på de mekanistiske modeller

Panelet konkluderer følgende på basis af evalueringen af de mekanistiske modeller:

- Modellerne er helt klart af den nyeste slags, både hvad angår numeriske teknikker og omfattede processer. Resultaternes kvalitet har en høj standard og er lige så god som eller bedre end andre sammenlignelige kombinerede fysisk-biogeokemiske modelsystemer.
- Hydrodynamikken ser ud til at fungere fremragende.
- Niveauer af klorofyl a, Kd og næringsstoffer er modelleret præcist på tværs af vandområdetyper.
- Biogeokemien ser ud til at virke noget bedre for kvælstof end for fosfor, selvom fosfor også gør det glimrende i modellerne for Roskilde Fjord og Odense Fjord. Svagest præsterer næringsstoffer i IDW-modellen, hvor DIP relativt ofte virker overestimeret om sommeren eller tidligt om efteråret, mens kvælstof gør det om vinteren. Den observerede korttidsvariabilitet i Kd i åbne vande synes umulig at udvikle en model for.
- Langtidsreaktionen på store ændringer i næringsstofbelastninger er ikke valideret.
- Scenarierne for kvælstofreduktion er passende udformede og relevante.
- Scenariet for fosforreduktion er ikke omfattende beskrevet, og det kan ikke vurderes, om det danner tilstrækkeligt grundlag for udelukkende at fokusere på kvælstof.
- Det skal bemærkes, at effekten af belastningsreduktioner iht. handlingsplanen for Østersøområdet set over et længere tidsperspektiv, >10-20 år, vil påvirke de åbne havområder, særligt i den sydlige del af regionen.
- Det vil være yderst værdifuldt at udvide det mekanistiske modelsystem til så mange vandområder som muligt.

## 8. Beregningsprocedurer til at vurdere højst tilladt tilførsel ud fra modelresultater

Dette kapitel omhandler den generelle procedureopbygning til at estimere referenceforhold, måltal for god-moderat tilstand og de nødvendige reduktioner af kvælstofbelastningen for at nå målforholdene. Disse procedurer er baseret på de statistiske og mekanistiske modelresultater, men bruges og fortolkes på mange forskellige måder. I vores behandling fokuserer vi på, hvordan de forskellige modeller interagerer med hinanden, og på de forskellige tiltag der er taget for at nå til den endelige målbelastning pr. vandområde.

### 8.1 Trin i beregningen af mål og målbelastninger

På trods af procedurens generelle logiske natur og selvom den videnskabelige dokumentationsrapport giver omfattende forklaringer på de anvendte detaljerede procedurer, er det ikke let at følge og vægte de forskellige trin, der anvendes til at udlede målbelastninger for vandområderne. Diagrammet i tabel 2 opsummerer de primære trin, som panelet opfatter dem. Venstre kolonne handler om procedurerne i den statistiske modellering, og højre kolonne den mekanistiske modellering. Samlede celler angår trin, hvor begge tilgange slås sammen.

**Tabel 2. Primære trin i beregningsproceduren for mål og målbelastninger i den videnskabelige dokumentation. Trin med gennemsnitsværdier har røde felter.**

Statistisk modellering	Mekanistisk modellering
Estimer hædningskoefficienten for forholdet mellem klorofyl a og kvælstofbelastningen for de systemer, hvor kvælstofbelastningen blev valgt som en signifikant uafhængig variabel i regressionerne. I de 8 vandområder, hvor dette ikke var tilfældet, anvendtes den gennemsnitlige typespecifikke hædningskoefficient.	
Estimer hædningskoefficienten for forholdet mellem Kd og kvælstofbelastningen og erstatning med gennemsnitlige typespecifikke hædningskoefficienter, hvor der ikke kunne findes signifikant sammenhæng (6 vandområder).	
Estimer 1900 klorofyl a-referenceniveauer ved anvendelse af 1900-kvælstofbelastninger og hædningskoefficienter.	Estimer 1900 klorofyl a-referenceniveauer ved anvendelse af et 1900-scenarie med tilpassede næringsstofflørsler (kvælstof, fosfor), tilpassede bentiske mængder etc
Estimer ikke 1900 Kd ud fra modellerne. I stedet bruges historiske observationer. Hvis der ikke er direkte observationer tilgængelige, anvendes observationer fra lignende vandområder i nærheden.	Brug de samme historiske data for Kd som 1900-reference som i den statistiske model.
Estimer klorofyl a-referenceniveauer pr. vandområdetype ved at gennemsnitsberegne referenceniveauerne fra de statistiske og de mekanistiske modeller for typens vandområder. Bemærk: For type 1 er der defineret undertyper. Nogle få systemer har en <i>status aparte</i> .	
Hædningskoefficienterne er ikke gennemsnitsberegnete, men er holdt pr. vandområde og modeltype.	
Der er IKKE anvendt samme procedure for Kd. Der er anvendt historiske referencer i begge tilgange.	

Estimer den nødvendige reduktion af kvælstofbelastningen til at nå målværdierne for klorofyl a, Kd, iltvind, iltmangel, dage med kvælstofbegrænsning. I tilfælde med logiske uregelmæssigheder (reduktioner >100%) anvendes en søgetabel til at erstatte beregningerne. Det er uklart, hvordan dette gøres, hvis der kræves >100 % for klorofyl a.	Estimer den nødvendige reduktion af kvælstofbelastningen til at nå målværdierne for klorofyl a og Kd, idet der tages højde for andelen på grund af danske landbaserede kilder. Baseret på scenarier med varierende grad af samlede reduktioner af kvælstoftilførsel.
Beregn den nødvendige belastningsreduktion som et vægtet gennemsnit af resultaterne i tidligere fase.	Beregn den nødvendige belastningsreduktion som et simpelt gennemsnit af resultaterne i tidligere fase.
	Udjævn variabiliteten i nødvendig reduktion af kvælstofbelastningen ved regional gennemsnitsberegning. Uklart, hvad der var grundlag for regionsafgrænsningen.
<p>Metamodelsystemer uden en model.</p> <p>HVIS der er tilstandsinformation tilgængelig, anvendes typegennemsnitlige hældningskoefficienter for kvælstof-klorofyl a, kvælstof-Kd og kvælstof-andre indikatorer (sidstnævnte kun hvis deres tilstand er kendt).</p> <p>Beregning af vægtet gennemsnit for nødvendig kvælstofreduktion.</p> <p>I MODSAT FALD anvendes et typegennemsnit af nødvendig reduktion.</p>	<p>Metamodelsystemer uden en model.</p> <p>HVIS der er tilstandsinformation tilgængelig, anvendes typegennemsnitlige hældningskoefficienter for kvælstof-klorofyl a, kvælstof-Kd. Beregn gennemsnit for nødvendig kvælstofreduktion.</p> <p>I MODSAT FALD anvendes et regionsgennemsnit af nødvendig reduktion.</p>
Gennemsnitsberegning nødvendig kvælstofreduktion for metamodelsystemer på tværs af statistiske og mekanistiske tilgange.	
<p>HVIS der findes mekanistiske modeller for systemet: Udelad informationen fra den statistiske model, og anvend kun resultater fra den mekanistiske model.</p> <p>I MODSAT FALD anvendes resultaterne fra den statistiske model.</p>	
Følg reglerne oppefra og ned.	
Gennemført!	

## 8.2 Gennemsnitsberegning og "sammenlægningsaspekter" i proceduren

I denne procedure er begge modeltilgange i vidt omfang uafhængige og fokuserer på individuelle vandområder. De fire afgørende udligningstrin hænger dog sammen/griber dog ind i hinanden:

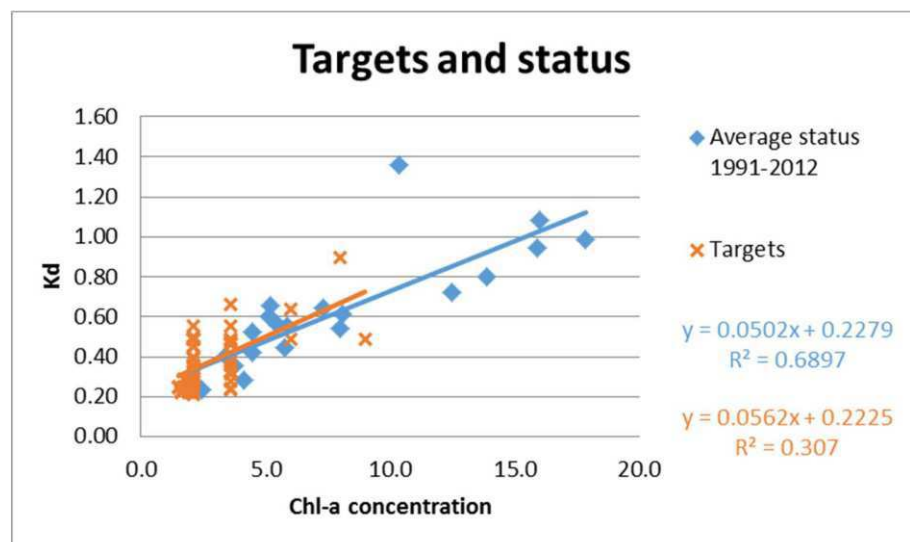
- Klorofyl a-måltal gennemsnitsberegnes pr. type ved hjælp af statistiske og mekanistiske modeller. Som panelet forstår det, gælder dette ikke de hældningskoefficienter, som fortsat er vandområdespecifikke. I den videnskabelige dokumentationsrapport retfærdiggøres gennemsnitsberegning som en måde at nedbringe variabiliteten på. Som en følge af gennemsnitsberegningen er der en risiko for manglende overensstemmelse mellem hældningskoefficienter og måltal: Der skal reduceres mere end 100 % af kvælstofbelastningen. Det er uklart, hvordan denne problematik løses. Ved reduktioner på >100 % bruges sandsynligvis det vægtede gennemsnit over indikatorerne som sådan, og de korrigeres

ved gennemsnitsberegningen over indikatorerne.

- Den påkrævede belastningsreduktion for de forskellige indikatorer (de vigtigste er klorofyl a og Kd) gennemsnitsberegnes ret tidligt i processen. Denne gennemsnitsberegning strider imod "én-ud-alle-ud"-princippet, som forskerne tydeligt har defineret, men retfærdiggøres i den videnskabelige dokumentationsrapport med argumentet om at reducere tilfældig variation i de påkrævede belastningsreduktioner.
- Resultaterne af de mekanistiske modeller med hensyn til den nødvendige procentuelle belastningsreduktion er geografisk gennemsnitsberegnete, før det endelige metamodeltrin anvendes på systemer uden monitoringsdata. Dette trin slører forskellene mellem vandsystemer i regionerne. I den videnskabelige dokumentationsrapport drøftes dette kort og retfærdiggøres på basis af observeret variabilitet mellem systemer i regionerne, som – uden decideret argumentation – har sammenhæng med variabilitet i dataene hvad angår systemtilstand. Det står ikke klart for panelet, hvorfor det skulle retfærdiggøre et forholdsvis drastisk skridt i form af at begrænse den geografiske differentiering i modelresultaterne. Det er panelets opfattelse, at dette er et væsentligt skridt i hele proceduren, som der argumenteres dårligt for.
- Statistiske og mekanistiske metamodelresultater gennemsnitsberegnes i metamodelsystemer. Det er imidlertid ikke tilfældet i individuelt modellerede systemer, hvor den mekanistiske model har forrang i de tilfælde, hvor begge modeller er tilgængelige.

Efter panelets opfattelse er det mest problematiske aspekt i proceduren gennemsnitsberegningen af klorofyl a-referenceværdier (og GM- grænsemålværdier) på tværs af modeltyper og inden for vandområdetyper. Da typerne er forholdsvis brede og indeholder vandområder med ret forskellige karakteristika, kan de mistede lokale detaljer let føre til situationer, hvor der gøres for stor en indsats i et system og for lille en indsats i et andet. I givet fald vil der ske både et økonomisk og økologisk effektivitetstab. Hvad dette angår er det informativt at sammenligne de måltal, der anvendes for Kd og klorofyl a set over alle systemer, hvilket vises i figur 4.

**Figur 4. Sammenligning mellem målværdier for Kd og klorofyl a set over alle vandområder. Målværdier vises som orange kryds. Til sammenligning vises de gennemsnitlige tilstandsværdier 1990-2012 som blå diamanter. Regressionslinjerne for de to sæt er bemærkelsesværdigt ens.**



Figuren viser, at målværdierne for Kd, baseret på historiske observationer, varierer temmelig meget inden for hver vandområdetype og i vid udstrækning overlapper typerne imellem.

Der er i langt højere grad forskelsbehandling blandt vandområder på basis af Kd end på basis af de (ensartede) klorofyl a-målværdier, hvilket indikerer, at sidstnævnte ikke er optimerede til vandområderne.

Gennemsnitsberegningen af de påkrævede belastningsreduktioner på tværs af indikatorerne (primært klorofyl a og Kd) tidligt i proceduren gør det umuligt at vurdere, om og hvor meget de endelige resultater hvad angår målbelastningerne afhænger af denne tilsidesættelse af én-ude-alle-ude-princippet. Hvis det af hensyn til overensstemmelse med vandrammedirektivets procedurer besluttet, at dette skridt er uacceptabelt, kan de aktuelle resultater ikke anvendes til at foretage en genberegning. Der er heller ikke adgang til andre elementer med henblik på at evaluere betydningen af denne beslutning.

Anvendelsen af fælles klorofyl a-målværdier på tværs af de statistiske og mekanistiske modeller fører desuden til, at uafhængigheden for de to modeltilgange forsvinder. Som en følge heraf er det faktisk ikke længere muligt at sammenligne den påkrævede kvælstofbelastningsreduktion af de to forskellige metoder som en kontrol af metodologien. Panelet er af den opfattelse, at det ville være bedre at holde de to metoder adskilt helt indtil sidste fase og herefter foretage en dybdegående sammenligning, idet der tages hensyn til karakteristikaene for vandområderne til at forklare eller forstå eventuelle forskelle.

Gennemsnitsberegning af to uafhængige modelresultater i form af "sammenlægningsmodellering" kan bruges til at begrænse variation i resultaterne, men det er ikke nødvendigvis en bedre løsning. Hvis en af metoderne er forudindtagede (dvs. tydeligt ikke er i stand til at give pålidelige estimater i særlige systemtyper), er gennemsnitsberegning en dårligere løsning end at udelade den dårlige forudsigelse. Tilgængeligheden af omfattende databaser vedrørende næsten alle systemer bør give mulighed for evidensbaseret modelsammenligning (f.eks. kan der foretages modelsammenligninger med data for systemer, hvor forudsigelser svinger markant), så der kan træffes velbegrundede valg.

Der er meget lidt belæg for at vælge at give forrang til de mekanistiske modeller, hvor begge modeller er tilgængelige. Selvom dette valg kunne være velbegrundet (hvilket er tvivlsomt, da det er umuligt at udføre en uafhængig sammenligning), står det i modsætning til metamodeltilgangen, hvor begge gennemsnitsberegnes. Konsekvens i valget ville forbedre den overordnede tilgang.

Efter panelets opfattelse er den geografiske gennemsnitsberegning af de mekanistiske modelresultater hverken nødvendig eller begrundet. Fra et forvaltningssynspunkt kan der være gode grunde til at udjævne de påkrævede belastningsreduktioner regionalt, så der ikke sker bratte ændringer i kravene i for lille skala, hvor kontrol er nærmest umulig.

Sådanne beslutninger kan imidlertid nemmere træffes på basis af et kort, der viser de originale modelresultater, så det er muligt at vurdere, om der er et forvaltningsproblem eller ej. Som det foregår nu, er det uklart, i hvilket omfang den geografiske gennemsnitsberegning fører til for lille eller for stor indsats i bestemte vandområder, hvilket resulterer i manglende gennemsigthed i forvaltningsreglerne.

Sammenfattende anbefaler panelet at udsætte gennemsnitsberegningerne til procedurens allersidste faser. Det vil bevare de to modeltilgange uafhængige af hinanden, det vil give mulighed for at estimere følgerne af at tilsidesætte én-ude-alle-ude-princippet og undgå forvirring på grund af regional gennemsnitsberegning. Som en konsekvens vil effekterne af de forskellige modelstrategier og indikatorer fortsat være tydelige i de forskellige resultater på næringsstofreduktionen. Nøje gennemgang og sammenligning af disse forskelle vil gøre det muligt at træffe oplyste beslutninger vedrørende valget af strategi.

### **8.3 Konceptuelle forskelle mellem modeltilgange**

Der er nogle få steder, hvor den statistiske og den mekanistiske modeltilgang ikke begrebsmæssigt stemmer overens med hinanden. Det vigtigste punkt er, at den statistiske model tager højde for yderligere indikatorer, mens de mekanistiske modeller kun fokuserer på klorofyl a og Kd (selvom det var muligt at gøre det samme her, da alle relevante variable beregnes i modellen). Selvom det muligvis ikke vil føre til store forskelle (det kan ikke kontrolleres på baggrund af rapporten), finder panelet, at det fører til forskellige måder at behandle vandområder afhængigt af den anvendte model, hvilket er vanskeligt at retfærdiggøre. Som følge af konstateringen af at de sekundære indikatorer hænger snævert sammen med klorofyl a og næppe kan retfærdiggøres som uafhængige prøvekaraktistika i økosystemet (se kapitel 4), anbefaler panelet at udelade disse sekundære indikatorer fra proceduren. Det vil gøre de to modeltilgange mere sammenlignelige uden et åbenbart tab af information om økosystemet. De sekundære variable kunne bedre anvendes som underbyggende bevis på behovet for handling (eller ingen handling) i de relevante vandområder og som dokumentation for de økologiske resultater, der kan forventes ved regulering af næringsstofflørslen.

En anden potentiel uregelmæssighed mellem de to modeller er, at den mekanistiske model udtrykkeligt nævner, hvor meget af afstanden til mål der kan nås alene ved at reducere dansk landbaseret kvælstofbelastning, mens den statistiske model ikke foretager denne adskillelse. Sidstnævnte baserer imidlertid sin regressionstilgang på danske (rettere lokale) landbaserede kvælstofbelastninger, hvilket antyder, at ræsonnementet sandsynligvis er mere ens, end det umiddelbart ser ud på print. Generelt er det meget vanskeligt at spore konsekvenserne af denne forskel, men instinktivt vurderer panelet ikke, at dette er et stort konceptuelt problem. Det kan dog have konsekvenser i praksis. En sammenligning af uafhængige modelresultater af de to tilgange vil også give bedre information om dette aspekt.

## 8.4 Metamodeller

Hvad angår metamodellering bemærker panelet, at typologiens grovhed også har potentiel indflydelse på udarbejdelse af metamodeller. Det er indlysende, at der er behov for viden om systemerne (uden prøver eller med få prøver) til metamodellering for at kunne opsætte de bedste mål og bruge passende hældningskoefficienter. Da den anvendte typologi er forholdsvis grov, vil de nuværende valg muligvis ikke være optimale for disse systemer. Her ser panelet en rolle for statistisk modellering, forudsat at den statistiske model også fokuserer på at forstå og medtage forskelle på tværs af systemer (i hældningskoefficienter og efterfølgende i mål) som en funktion af systemernes hydrografiske og morfologiske karakteristika. Især kan betydningen af ferskvands indflydelse på systemerne og udskylningshastigheden være overordnet for bestemmelsen af karakteristika. Panelet vurderer, at den regressionsbaserede tilgang kunne være bedre end en klassifikationstilgang.

Det er panelets opfattelse, at metamodellen er mindre pålidelig for vandområder i Nordsøen end for andre vandområder. Hvad angår kystsystemer i Nordsøen er baggrundsmodellen, som i stedet har fokus på Østersøsystemerne, ikke særligt stærk, og metamodellen tager udgangspunkt i dristige ekstrapoleringer fra systemer med helt andre økologiske karakteristika. Panelet anbefaler, at Nordsø-fjordene undersøges nærmere for at kunne forbedre estimerne af de påkrævede reduktioner af næringsstoffbelastningen, med udgangspunkt i deres meget forskellige fysiske og økologiske karakteristika og på det meget forskellige udgangspunkt (OSPAR-interkalibrering) for referencer og mål.



## 9. Evaluering af målbelastningsresultater

Målbelastninger (Maximum Allowable Inputs) definerer den årlige næringsstofbelastning, i denne sammenhæng kvælstofbelastningen, som er acceptabel med henblik på at holde et kystområde i en god økologiske tilstand i henhold til vandrammedirektivet eller give vandområdet mulighed for at vende tilbage til denne tilstand. Da forvaltning af næringsstofbelastninger er en kompliceret opgave, og reduktion af næringsstofbelastninger indebærer høje omkostninger, er pålidelige overordnede og vandområdespecifikke målbelastninger af helt afgørende betydning. I dette kapitel gør panelet sig overvejelser om, i hvilket omfang de anbefalede målbelastninger kan anses som tilstrækkeligt pålidelige til at danne grundlag for politiske og forvaltningsmæssige indsatser.

### 9.1 De generelle danske målbelastninger i en international kontekst

Planen for næringsstofreduktioner i HELCOMs handlingsplan for Østersøen blev revideret på HELCOM-ministtermødet i 2013, med udgangspunkt i et nyt og mere komplet datasæt og en forbedret modeltilgang. Den nye målbelastning stiller, sammenlignet med referencetilførslerne i 1997-2003 for Østersø-delområderne Kattegat og de danske stræder, kun krav om en mindre belastningsreduktion på omkring 3 %. I denne revision indvilligede Danmark i at reducere kvælstofbelastningerne til Østersøen (både fra land og luft) med 2.890 t/a og fosforbelastningerne med 38 t/a. Den videnskabelige dokumentationsrapport anbefaler lave kvælstofbelastningsreduktioner (>10 %) for Vestjylland og de fleste områder af Sjælland samt Lolland og Falster (figur 8.23, s. 127). Det virker fornuftigt og stemmer godt overens med internationale krav.

Men den videnskabelige dokumentationsrapport stiller krav om meget højere belastningsreduktioner især på Fyn og i Jylland for at nå målene for god tilstand. Her har Danmark en situation, der ligner Tysklands kystvande ved Østersøen. Særligt de indre kystvande, fjorde og bugter i Tyskland kræver højere kvælstofbelastningsreduktion end krævet i HELCOMs handlingsplan for Østersøen til at nå god økologisk tilstand. I henhold til de tyske planer skal kvælstofbelastningen fra de tyske vandløbsområder ved Østersøen reduceres med 21.500 tTN/a, med en gennemsnitlig højst tilladt samlet kvælstofkoncentration i floder på 2,5 mg/l, hvilket resulterer i en samlet reduktion på 34 %.

Angående Danmark anbefales en gennemsnitlig generel reduktion på mellem 29 % og 34 % afhængigt af modeltilgangen. Der er mange ligheder hvad angår geomorfologi, arealanvendelse og -intensitet samt befolknings- og spildevandsrensningniveau mellem de tyske og danske Østersøområder, og kystvandene har også mange ligheder. Den særdeles gode overensstemmelse i de formodede relative reduktionskrav mellem de to lande indikerer derfor, at værdierne har den rette størrelsesorden og synes fornuftige.

Pålideligheden i vandområdespecifikke målbelastninger afhænger imidlertid af tilgangen til beregning af referenceforhold og efterfølgende målforhold, typologien og typespecifikke mål, de valgte indikatorer, den anvendte vægtning, model- og metamodeltilgangen samt databehandlingen og -aggregeringen. Det store spørgsmål er, om der er taget tilstrækkeligt hensyn til alle disse aspekter, og om anvendelsen har en tilstrækkelig høj kvalitet til at fastlægge pålidelige vandområdespecifikke målbelastninger og indsatsbehov i forhold til at opnå god økologisk tilstand i de danske kystvande.

### 9.2 Historiske vilkår som grundlag for målsætning

Processen i den videnskabelige dokumentationsrapport følger vandrammedirektivets retningslinjer for gennemførelse. Det betyder, at den tager udgangspunkt i historiske referenceforhold og antager, at disse forhold kan anvendes som grundlag for definitionen af nuværende og fremtidige mål. Referenceforholdene beskriver tilstanden af biologiske kvalitetselementer, som ville findes i en situation med ingen eller kun meget lille forstyrrelse af menneskelig aktivitet.

Referenceforhold er derfor ikke uberørte forhold. Vandrammedirektivet giver mulighed for forskellige metoder til beregning af referenceforhold. I lande med mange monitoringsdata og tilgængelighed af egnede modeller anvendes historiske forhold normalt som referencetilstand. Med udgangspunkt i datatilgængeligheden refererer denne periode ofte til en periode omkring 1900, idet man er vidende om, at denne periode ikke altid afspejler en tilstand med meget lille forstyrrelse fra menneskelige aktiviteter. På samme måde som Tyskland anvender den videnskabelige dokumentationsrapport årene omkring 1900 som reference. Panelet anser denne tilgang som velbegrundet og datagrundlaget for tilstrækkeligt og egnet.

Det er imidlertid åbenlyst, at arealanvendelsen og befolkningstætheden har ændret sig mellem 1900 og i dag, og forskellige regioner i Danmark har udviklet sig forskelligt frem mod i dag. År 1900 egner sig desuden godt til at afspejle en høj økologisk tilstand i landområder, mens byer allerede på det tidspunkt udledte signifikante mængder af ubehandlet spildevand og forårsagede forurening i omgivelserne over grænsen for en høj økologisk tilstand.

For definitionen af pålidelige måltal er spørgsmålet i mindre grad hvordan så det ud i 1900, men i stedet hvordan vil referenceforhold se ud i en region, idet der forudsættes aktuel arealanvendelse og befolkningsmønster. Det betyder, at måltal og vandområdespecifikke målbelastninger på basis af historiske forhold omkring 1900 indeholder usikkerheder, og for nogle vandområders vedkommende kræver en mere dybdegående analyse. Dette gælder især for områder, som er kendt for at have ændret sig markant mellem 1900 og i dag. Panelet er imidlertid enig i, at denne tilgang er det bedste valg, som fortsat sikrer fuld overensstemmelse med de tekniske retningslinjer for gennemførelse af vandrammedirektivet.

I Tyskland har den officielle nationale arbejdsgruppe vedrørende mål og målbelastninger drøftet, om der bør beregnes og overføres referenceforhold til den aktuelle situation. Tilgangen var at anvende kombinerede modeller for vandløbs- og havområder og aktuel befolkningstæthed og mønster for arealanvendelse samt de specifikke historiske emissioner pr. hektar og indbygger til at beregne de resulterende regionaliserede klorofyl a- og næringsstoffkoncentrationer. Tanken var at anvende værdier som referenceforhold til at tage højde for det faktum, at forskellige regioner havde udviklet sig forskelligt i de seneste 120 år og for at give mulighed for at tilvejebringe endnu mere pålidelige vandområdespecifikke måltal. Flertallet i arbejdsgruppen afviste imidlertid denne fremgangsmåde begrundet i, at den indeholdt for mange antagelser og ikke fuldt ud levede op til de tekniske retningslinjer for gennemførelse af vandrammedirektivet. Danmark vil opleve lignende problemer med denne alternative fremgangsmåde.

### **9.3 Klimaforandrings betydning for mål og målbelastninger**

Konsekvenser af klimaændringer viser sig kun gradvist over en tidshorisont på årtier, mens gennemførelsen af vandrammedirektivet og foranstaltningerne til at opnå god økologisk tilstand skal finde sted inden for et årti. Afhængigt af udledningssceneriet er konsekvenser af klimaændringer på lande og regioner desuden usikre, de er meget forskelligartede og er vanskelige at forudsige. Dette emne behandler den videnskabelige dokumentationsrapport og giver efter vores opfattelse tilstrækkelig dokumentation og begrundelse for, at klimaændringer ikke er medtaget ved definition af

mål og beregning af målbelastninger i Danmark.

En række foranstaltninger til reduktion af næringsstofbelastning i vandløbsområder har imidlertid først fuld effekt efter årtier. Der vil højst sandsynligt være store konsekvenser af klimaændringer på danske kystvande som følge af ændrede næringsstofbelastninger på grund af ændrede geografiske og sæsonmæssige nedbørs- og udledningsmønstre. Derfor bør forbundne vandløbsområde-, kystvands- og havmodeller anvendt til vurdering af foranstaltningers virkning i området tage højde for klimaændringers effekt på vandområdebelastninger og ændringer i forholdet mellem næringsstoffer. Klimaændringer kan dog også påvirke indre processer i kystvande. Riemann et al (2016) påpeger for eksempel, at hyppigere stratificering og højere vandtemperaturer formodes at have hæmmet forbedringen af iltforholdene i bundvandene og modvirket de forventede positive effekter af reducerede næringsstofførsler i Danmark.

## 9.4 Typologiens relevans for målbelastninger

Som anført i kapitel 3 er det panelets opfattelse, at den danske typologi, som anvendes i den videnskabelige dokumentationsrapport ikke i tilstrækkelig grad afspejler de mange danske fjorde og indre farvandes individuelle karakteristika. Det gælder også for typologien i rapporten fremstillet af Dahl et al (2005). Typespecifikke mål for indikatorerne, især klorofyl a, som anvendes på en lang række væsentligt forskellige vandområder, afspejler ikke i tilstrækkelig grad deres karakteristika og adfærd i forhold til belastningsreduktioner. Konsekvensen er mindre pålidelige vandområdespecifikke målbelastninger. Det kan føre til undervurdering af den påkrævede belastningsreduktion for nogle vandområder og overvurdering for andre.

## 9.5 Indikatorvalgets relevans for målbelastninger

Panelet er enig i, at klorofyl a er en nøgleindikator, og at kystvandsspecifikke klorofyl a-koncentrationer udgør et solidt grundlag for beregning af vandområdespecifik målbelastning. Panel er desuden enig i, at vandgennemsigtigheden skal genskabes som en afgørende forudsætning for at muliggøre genoprettelse af ålegræs i kystvande. Kd kan bruges som indikator til at beskrive egnede vækstbetingelser for ålegræs. Ålegræs kan bruges til at indikere tilstanden af makofyter, et biologisk element i vandrammedirektivet. Derfor har Kd potentiale til at være en vigtig parameter for beregning af målbelastninger.

Som det dog påpeges i kapitel 4, er relationen mellem Kd i kystvande og ekstern næringsstofbelastning til tider meget svag. Derudover har Kd og den utilstrækkelige relation forskellige konsekvenser for og behandles forskelligt i de mekanistiske og statistiske modeløvelser. I den statistiske modeltilgang forårsager anvendelsen af Kd for eksempel i nogle tilfælde umulige krav om kvælstofbelastningsreduktioner på over 100 %. Kd udviser desuden langsom reaktion på belastningsreduktion, dataene har stor spredning, og det viser en sammenhæng til klorofyl a.

Alt i alt anser vi Kd som en mindre egnet indikator i mange danske vandområder ved kysterne. Det skal undgås at lægge stærk vægt på Kd i beregning af målbelastningen, da det vil skabe usikkerhed i den vandområdespecifikke målbelastning. Kapitel 4 anviser mulige løsninger til at afhjælpe eller i hvert fald håndtere nogle af disse problemer. I den videnskabelige dokumentationsrapport nævnes ind imellem andre indikatorer, som anvendes i den statistiske model. Vi ser ingen væsentlig fordel i disse indikatorer med henblik på beregningen af målbelastninger, da de ikke tilvejebringer væsentligt nye oplysninger eller viser korrelationer med eksisterende indikatorer.

## 9.6 Modelkvalitetens og modeltilgangens relevans for målbelastninger

Generelt har den mekanistiske model et stort potentiale hvad angår beregning af

vandområdespecifikke målbelastninger, men i den aktuelle tilstand dækker den ikke alle vandområder. Den statistiske modellering tager udgangspunkt i virkelige monitoringsdata, og i de fleste kystvandsområder kan den anvendes som et værdifuldt værktøj til at vurdere langsigtede tendenser og mekanistisk modeffekt. Som beskrevet i kapitel 8 er modelanvendelsen og processen med at beregne vandområdespecifikke målbelastninger kompleks og ikke fuldt ud overbevisende. Mest problematisk er gennemsnitsberegningen af klorofyl a-referenceværdierne på tværs af begge modeller og inden for én kystvandtype. Det har samtidig negative konsekvenser for de metamodellerede vandområder.

## 9.7 Konklusion og perspektiver

Mange af disse aspekter og mangler blev også nævnt og påpeget af en række interessenter. Panelet samlede interessentkommentarerne og undersøgte ret detaljeret målbelastningen for specifikke områder med meget høje krav til næringsstofbelastningsreduktion. Alt i alt deler panelet langt hen ad vejen interessenternes betænkeligheder.

Beregningen af vandområdespecifik målbelastning er en udfordrende opgave, som potentielt har en stor fordel: Det giver mulighed for udvikling af vandområdespecifikke forvaltningsmuligheder og -løsninger. Til dette formål bør kystvands- og havmodellerne kombineres med vandløbsmodellerne, for at stille information til rådighed om det kvantitative potentiale og effektiviteten af enkeltforanstaltninger (eller flere foranstaltninger) og om belastningsreduktionsscenarier for kystmodeller. Hvis vandløbsmodellerne er i stand til at give næringsstofbelastningsdata på månedsbasis, vil det muliggøre udvikling af scenarier, der tager højde for udledningernes sæsonbestemthed. En vurdering af, hvordan sæsondifferentierede udledninger påvirker tilstanden af kystvandområder, kan føre til optimeret, omkostningseffektiv forvaltning.

Når der tages hensyn til alle aspekter og tilhørende problemer, er det panelets opfattelse, at vandområdespecifikke målbelastninger ikke er tilstrækkeligt pålidelige til at kunne anvendes som basis for beslutningstagning og planlægning af foranstaltninger til belastningsreduktion. Herudover håndterer målbelastningen kun kvælstofbelastningsreduktioner og udelader muligheden for potentielt at forvalte vandområder via fosforbelastningsreduktion. Men der er modeller, kompetencer og data til rådighed i Danmark, der kan tage den udfordring op, der ligger i at beregne vandområdespecifikke målbelastninger. Selv en modificeret bearbejdning af de eksisterende modelresultater kan føre til meget mere pålidelige målbelastninger.

## 10. Samlet vurdering og konklusioner

Vandrammedirektivet har til formål at genskabe god økologisk tilstand i overfladevandet i Europa. Den videnskabelige dokumentationsrapport foreslår tiltag til reduktion af næringsstofbelastningen for at opnå denne gode økologiske tilstand i danske overgangs- og kystvande. Panelet støtter fuldt ud næringsstofreduktioner som et nødvendigt krav til opnåelse af denne gode økologiske tilstand og understreger vigtigheden af næringsstofforhold som en modererende faktor i vekselvirkning med yderligere foranstaltninger, der er truffet for at forbedre økosystemets tilstand.

Sammenlignet med mange andre europæiske lande råder Danmark over fremragende databaser, modeller og videnskabelig ekspertise som grundlag for gennemførelsen af vandrammedirektivet. Det glædede panelet at se, at disse ressourcer er mobiliseret med henblik på at opnå en førende position i Europa. Panelet var imponeret over åbenheden og gennemsigtigheden i samarbejdet mellem regering, forskere og interessenter og af det høje intellektuelle niveau i drøftelserne. Denne åbne udveksling af ideer og holdninger er et perfekt udgangspunkt for en yderligere forbedring af det videnskabelige grundlag for implementering af vandrammedirektivet.

Panelet har gennemgået valget af indikatorer og procedurer inden for rammerne af krav og specifikationer i VRD og konstaterede, at indikatorerne, metoderne til at fastslå referenceforhold og metoderne til at fastslå nødvendige foranstaltninger er i overensstemmelse med VRD. Den danske gennemførelse er baseret på enten direkte historisk observation eller modelbestemmelse på baggrund af referenceforhold. Der er kun i lav grad eller slet ikke tale om ukontrollerbare "ekspertsøn". I den henseende opnår de danske modeller den højst mulige standard for gennemførelse af vandrammedirektivet.

Panelet har analyseret konsekvenserne af at anvende en forholdsvis grov typologi for kystvandene til at beregne referenceforhold, mål og højst tilladte tilførsel af kvælstof (målbelastning). Panelets konklusion er, at anvendelsen af en grov typologi har ført til reduktionskrav, som ikke er optimale for alle farvande. Panelet er overbevist om, at fuld udnyttelse af tilgængelige data og modeller vil gøre det muligt for Danmark at give afkald på typologien og udvikle avancerede, specifikke reduktionsmål for hvert enkelt farvand. Panelet anbefaler at benytte en detaljeringsgrad svarende til vandområdeniveau gennem hele den videnskabelige proces. Der bør først besluttes regional gruppeinddeling af reduktionsforanstaltninger, når de videnskabelige råd omsættes til handlingsplaner.

Panelet har analyseret de anvendte indikatorer og konkluderer, at klorofyl er en hensigtsmæssig interkalibreret indikator for fytoplankton, mens Kd er mindre optimal som indikator for bentiske angiospermae og makrofyter. De andre indikatorer, som kun anvendes i de statistiske modeller, er for øjeblikket forbundet med metodologiske problemer og er endnu ikke tilstrækkeligt modne til at blive medtaget i handlingsplanerne. Panelet har identificeret lovende udviklinger i udarbejdelse af modellerne når det gælder angiospermae- og makrofytindikatorer og er kommet med anbefalinger til, hvordan indikatorerne kan udvides og udvikles i fremtiden.

I lyset af den store indsats man har gjort tidligere i forhold til at fjerne fosforbelastningen fra punktkilder, bakker panelet op om, at den videnskabelige dokumentationsrapport har lagt vægt på at nedbringe kvælstofbelastningen fra diffuse kilder. Der kunne dog, i det mindste principielt set, suppleres med reduceret fosforbelastning og sæsonbestemt regulering af kvælstofbelastningen. Panelet er af den opfattelse, at disse muligheder fortjener yderligere videnskabelig undersøgelse, især i vandområder, hvor det er nødvendigt med en stor indsats for at nedbringe kvælstofbelastningen.

Selvom det ved første øjekast kan synes overflødig at vedligeholde to parallelle modeltyper (statistisk og mekanistisk), anbefaler panelet på det stærkeste at fastholde

begge typer. I lyset af de mange tilgængelige data giver dette en enestående mulighed for evidensbaseret kontrol af mekanistiske modelresultater. Panelet vurderer den mekanistiske model som et avanceret og meget omfattende værktøj, men understreger, at uafhængig kontrol af data samt analyse af usikkerhedsmomenter fortsat er nødvendig og kan gennemføres med den statistiske tilgang. Denne sammenhæng kan optimeres ved at forbedre tilgangen og metoderne i den statistiske model.

Panelet støtter den generelle logik i metodologien vedrørende definition af reference- og målværdier ud fra modellerne og beregning af den påkrævede reduktion af kvælstofbelastningen for at nå de opstillede mål. Panelet har identificeret en række steder i processen, hvor der finder gennemsnitsberegning sted. Det fører til indbyrdes afhængighed mellem modeltyperne, lavere indikator detaljeringsgrad og lavere geografisk detaljeringsgrad. Det gør også proceduren mere kompleks og gør den meget vanskelig at forstå. Ingen af disse lavere detaljeringsgrader er nødvendige, da modelresultaterne og databasen giver mulighed for en fuldstændig transparent udledning af, hvilken næringsstoffereduktion der er nødvendig for hvert enkelt vandområde.

Som opsummering på disse forskellige aspekter af arbejdet anser panelet det som positivt, at nedbringelse af næringsstoffbelastningen er baseret på **solid** videnskabelig evidens og generelt set modelleringstilgange af en høj kvalitet. Panelet stiller sig meget positivt over for, at elementet ekspertskøn stort set er fraværende i arbejdet, og er af den opfattelse, at elementet, i de få tilfælde hvor det faktisk optræder, er unødvendigt og kan fjernes. Det generelle (landegennemsnitlige) niveau for den nødvendige reduktion af næringsstoffbelastning står sig godt i sammenligning med uafhængige indsatser i lignende områder og virker til at være en **robust** målestok for behovet. Samtidig vurderer panelet, at den geografiske detaljeringsgrad af de påkrævede indsatser er **unødvendigt grov**. Panelet er overbevist om, at den righoldige database, kombineret med en **forbedret statistisk tilgang** og de mekanistiske modelværktøjer med høj detaljeringsgrad giver mulighed for at opnå forbedrede vandområdespecifikke målbelastningsværdier. Aktuell videnskabelig viden støtter det synspunkt, at den foreslåede samlede reduktion er **nødvendig**, men der er ikke garanti for, at den vil være **tilstrækkelig**.

Særligt hvad angår bentisk angiospermae og makrofyter kan der være behov for supplerende tiltag.

## 11. Anbefalinger til det videre arbejde

**Monitering:** Det nationale danske monitoringsprogram, som er anvendt i den videnskabelige dokumentationsrapport, omfatter flere end 90 stationer langs kysten og i havet. Det er meget omfattende og er generelt godt afstemt efter kravene i vandrammedirektivet. Det danner grundlag for videreudvikling af modellerne, for de fleste beregninger og er nødvendigt for at kunne evaluere foranstaltningernes succes, og om målene i vandrammedirektivet er nået. Panelet anbefaler at vedligeholde dette monitoringsystem i fuld skala og vurdere, om der er behov for supplerende monitoringsstationer med henblik på vandområdespecifik forvaltning.

**Typologi:** Typologien har svagheder i forhold til at afspejle fjordområdernes individuelle karakteristika. I stedet for at foreslå forbedring af den eksisterende typologi anbefaler vi beregning af referenceforhold og mål for hvert af de 119 vandområder i Danmark. Danmark er et af de få lande i Europa, som har de nødvendige data og modeller samt den nødvendige ekspertise til rådighed for en så omfattende tilgang. Ved at tage højde for hvert enkelt vandområdes specifikke vilkår og individuelle karakteristika kan de beregnede mål og den vandområdespecifikke højst tilladte tilførsel optimeres og føre til et minimalt spild af ressourcer. Der kan opbygges en robust typologi til interkalibreringsformål på basis af resultaterne af de vandområdespecifikke analyser.

**Valg af indikatorer:** Klorofyl er en generelt accepteret og interkalibreret indikator for fytoplankton. Kd har imidlertid visse begrænsninger som et mål for makrofyter og angiospermae. Panelet anbefaler at bygge videre på den nylige indsats for at udvikle omfattende modeller for ålegræs med henblik på at finde en bedre indikator for makrofyter, men anbefaler at beholde Kd som et alternativ indtil videre. De andre indikatorer, som anvendes i de statistiske modeller, behandler vigtige økologiske spørgsmål, men er ikke modne i den forstand, at de mangler en klar kvantitativ relation til næringsstofbelastning. Panelet anbefaler at udelade disse fra den aktuelle modellering og udvikle målrettede modeller med henblik på inddragelse af disse i indikatorsystemet.

**Statistisk modellering:** Panelet ser store fordele i strategien med at vedligeholde to uafhængige modeltyper: én baseret på statistisk dataanalyse og den anden baseret på mekanistisk modellering. Panelet anbefaler at omlægge den statistiske modellering i retning mod en optimal vurdering af langsigtede hældningskoefficienter af indikatorerne for næringsstofbelastning på en analyserende måde på tværs af systemerne og som udgangspunkt beholde både kvælstof- og fosforbelastning som forklarende variable. Panelet anbefaler at uddybe usikkerhedsanalysen i den statistiske model og mener, at dette arbejde kan blive lettere, når der er valgt en enkelt avanceret modeltilgang på tværs af systemerne.

**Mekanistiske modeller:** De mekanistiske modeller er af den nyeste slags, både hvad angår numerisk metode og omfattede processer. De er effektive værktøjer, når det handler om at tilvejebringe et sundt videnskabeligt grundlag for gennemførelse af vandrammedirektivet i Danmark. Det er dog en mangel, at de ikke dækker alle vandområder. Som et resultat heraf er der anvendt forskellige tilgange til at definere referenceforhold, mål og målbelastninger i forskellige vandområder. Vi anbefaler at udvide en mekanistisk modeltilgang til at omfatte så mange vandområder som muligt for at sikre, at der i fremtiden kan anvendes en ensartet metodologi til at definere vandområdespecifikke målbelastninger.

**Metoder til at fastlægge mål og målbelastninger af modellerne:** Panelet anbefaler at forenkle beregningsproceduren ved at fjerne gennemsnitsberegningen af modeller, indikatorer, vandområder af samme type og vandområder på regionalt plan. På denne måde tydeliggøres forskelle og ligheder mellem modeltilgange, indikatorer og vandområder, og disse vil kunne underkastes yderligere analyse. Krydskontrol af resultaterne af den statistiske og mekanistiske modeltilgang i systemer, hvor begge er

tilgængelige, danner grundlag for ekstrapolering til alle systemer. Panelet anbefaler at udlede en målbelastning pr. vandområde på denne måde og først beslutte på et senere stadie at foretage regional gennemsnitsberegning eller sammenlægning, når de videnskabelige resultater er omsat til handlinger.

**Interaktion med vandløbsområder:** Vandløbsmodeller muliggør beregning af potentialet til at reducere kvælstof- og fosforbelastningen i hvert enkelt vandløbsområde, udviklingen af vandområdespecifikke scenarier til nedbringelse af kvælstof- og fosforbelastningen og omkostningsoverslag. De giver desuden mulighed for at håndtere sæsonbestemt belastning og begrænsningsmønstre. Panelet anbefaler en kombination af vandløbs- og kystvandsmodeller for at muliggøre udvikling af optimeret vandområdespecifik forvaltning, som tager højde for både kvælstof og fosfor.

**International tilgang:** De tekniske retningslinjer for gennemførelse af vandrammedirektivet kræver en ensartet tilgang i alle medlemsstater. Som en konsekvens heraf ligner krav, modeller og udfordringer hinanden i forskellige lande. Vandrammedirektivet indebærer desuden interkalibrering og harmonisering af mål med nabolande. Derfor anbefaler panelet en koordineret fælles videnskabelig tilgang, især mellem Danmark, Tyskland og Sverige.



## 12. Liste over henvisninger

- Andersen, J.H., Harvey, T., Kallenbach, E., Murray, C., Al-Hamdani, Z., Stock, A. (2017). Under the Surface. Report L.NR. 7128-2017 DK6 af NIVA Denmark.
- Birk, S., Willby, N.J., Kelly, M.G., Bonne, W., Borja, A., Poikane, S., van de Bund, W. (2013). Intercalibrating Classifications of Ecological Status: Europe's Quest for Common Management Objectives for Aquatic Ecosystems. *Sci Total Environ* 454-455, 490-499.
- Borja, A., Prins, T.C., Simboura, N., Andersen, J.H., Berg, T., Marques, J.C., Neto, J.M., Papadopoulou, N., Reker, J., Teixeira, H. and Uusitalo, L., 2014. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science*, 1, p.72.
- Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen AC, Flindt MR (2016) Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). *Ecological Modelling* 338:135-148.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.023>.
- Christensen et al. (udgiver) *Refereret til i den videnskabelige dokumentationsrapport, men ikke fundet*
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- 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.
- Droop, M.R. (1968). Vitamin B12 and marine ecology IV: the kinetics of uptake, growth and inhibition in *Monochrysis lutheri*. *J. Mar Biol. Ass UK*, 48, 689-733.
- Eilola, K., Gustafsson, B. G., Kuznetsov, I., Meier, H. M., Neumann, T., & Savchuk, O. P. (2011). Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 88, 267-284.
- Flindt, M. R., Rasmussen, E. K., Valdemarsen, T., Erichsen, A., Kaas, H., & Canal-Vergés, P. (2016). Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. *Ecological Modelling*, 338, 122-134.  
<http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.07.005>
- HELCOM. (2013). Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. Background Document for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting, 1-23.
- Kuusemäe, K., Rasmussen, E. K., Canal-Vergés, P., & Flindt, M. R. (2016). Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. *Ecological Modelling*, 333, 11-42.  
<http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.008>
- Malve, O., Qian, S. 2006. Estimating nutrients and chlorophyll a relationships in Finnish Lakes. *Environmental Science & Technology*, 40(24), pp. 7848-7853. DOI: 10.1021/es061359b.
- Markager S, Storm L, Stedmon C (2006) Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstofflørsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp

af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577.

- Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB (2012) Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Marine Ecology Progress Series* 448:177-195.
- Rasmussen, B., & Josefson, A. B. (2002). Consistent Estimates for the Residence Time of Micro-tidal Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(1), 65-73. <http://doi.org/10.1006/ecss.2001.0836>
- Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J. W., Jakobsen, H. H., et al (2016). Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries and Coasts*, 39(1), 82-97. <http://doi.org/10.1007/s12237-015-9980-0>
- Scavia D, Rabalais NN, Turner RE, Justić D, Wiseman WJ (2003) Predicting the response of Gulf of Mexico hypoxia to variations in Mississippi River nitrogen load. *Limnology and Oceanography* 48:951-956. doi:10.4319/lo.2003.48.3.0951
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.09.002>.
- Timmermann, K., Dinesen, G. E., Markager, S., Ravn-Jensen, L., Bassompierre, M., Roth, E., & Støttrup, J. G. (2014). Development and Use of a Bioeconomic Model for Management of Mussel Fisheries under Different Nutrient Regimes in the Temperate Estuary of the Limfjord, Denmark. *Ecology and Society*, 19(1), art 14- 11. <http://doi.org/10.5751/ES-06041-190114>
- van der Heide T, van Nes E., van Katwijk MM, Olf H, Smolders AJ (2011) Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems – Evidence from Large-Scale Empirical Data. *PLoS ONE* 6(1): e16504.